

况,摸清了影响地膜残留的主要因素和变化规律,为吉林省下一步开展农业的清洁生产和减缓防控白色污染措施提供了翔实的数据和第一手的资料。

1 材料与方法

1.1 研究区域与采样点选择

综合考虑农膜污染的发生规律和主要影响因素(如地形、气候、土壤、作物种类与布局、种植制度、耕作方式、灌排方式等),在全省布置11个地膜残留试验点,选择了3类覆膜种植模式,见表1。

1.2 采样及农膜残留量的分析方法

在选定的采样点中,采样面积2 m²、深20 cm,边挖边清捡残留地膜,并将清捡出的残膜经超声波洗净,晾干称重,折算出公顷地膜残留量。

1.3 调查信息与填报

田间调查:详细调查、记载监测田块的种植制度、覆膜年限、覆膜方式、覆膜比例、揭膜时间、地膜回收方式、距离村庄远近等信息。

地膜残留系数(%)=

$$\frac{\text{收获后地膜残留总量}-\text{铺设地膜前地膜残留量}}{\text{地膜铺设量}} \times 100\%$$

1.4 数据统计分析

采用Excel软件对数据进行分析与绘图。

2 结果与分析

2.1 扶余县花生连作地膜残留情况

在扶余县选择4个不同覆膜年限的花生地块进行调查,覆膜量为105 kg·hm⁻²·a⁻¹。从地膜残留情况

来看(图1),残膜量与覆膜年限呈正相关,覆膜时间越长,土壤中的残膜量越高。覆膜3、5、7年和10年的花生地块地膜残留量分别为1.84、5.83、8.72 kg·hm⁻²和15.95 kg·hm⁻²,平均残留量为0.61~1.59 kg·hm⁻²·a⁻¹,残留率分别为0.6%、1.1%、1.2%和1.5%。相对覆膜3年的地块,覆膜5、7年和10年的地块地膜残留量分别增加3.2、4.7、8.7倍,没有超过GB/T 25413—2010《农田地膜残留量限值及测室》中地膜污染的一级标准,按污染一级标准折算(75 kg·hm⁻²),花生地的安全覆膜年限为47~123年。

2.2 梨树县瓜菜轮作地膜残留量

在梨树县选择3个不同覆膜年限的瓜菜地块进行调查,覆膜5年的地块年覆膜量为120 kg·hm⁻²,覆膜10、13年的地块年覆膜量均为150 kg·hm⁻²。从调查结果来看(图2),随着覆膜年限的增加,地膜残留量有所增加,但是残留量差异并不显著。覆膜5、10、13年地块的地膜残留量分别为24.14、30.05、28.39 kg·hm⁻²,残留率分别为4.02%、2.00%、1.46%,按污染的一级标准来折算,在梨树地区瓜菜轮作模式下,覆膜的安全年限为15~34年。

2.3 乾安县玉米连作地膜残留量

在乾安县选择4个不同覆膜年限的玉米地块进行调查,覆膜4年的地块年覆膜量为105 kg·hm⁻²,其

表1 采样点选择及基本信息

区域地点	覆膜种植模式	覆膜年限/年
扶余县	花生连作	3
		5
		7
		10
梨树县	瓜菜轮作	5
		10
		13
乾安县	玉米连作	2
		4
		10
		13

注:样点数和样方数:每个年限选择1~3个作为样点,每个样点选5个样方进行测定;地膜使用方式是每年1次,种类和厚度基本一致(≤0.008 mm);回收方式:分为人工捡拾和机械旋耙。

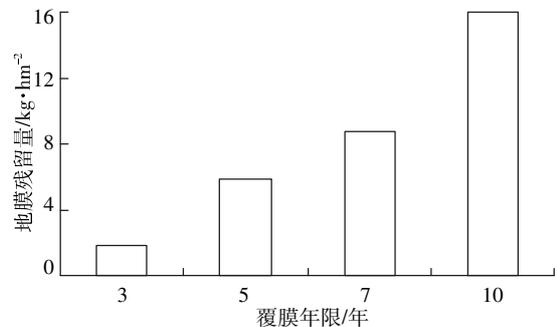


图1 扶余县不同覆膜年限地膜残留量

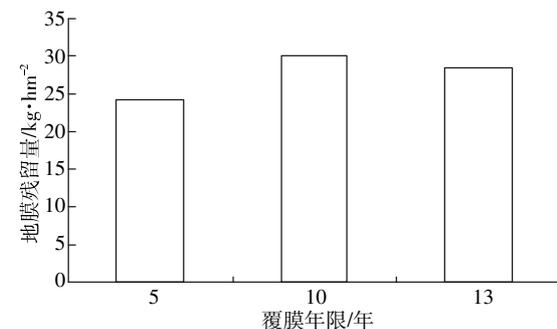


图2 梨树县不同覆膜年限地膜残留量

余地块为 $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。结果显示(图3),不同年限地膜的残留量并无规律性。覆膜2、4、10年的地块,地膜的残留量差异并不明显,残留量分别为 26.93 、 29.36 、 $28.35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,但是覆膜13年的地块地膜残留量为 $78.54 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,显著高于前3个覆膜年限的地块。这与地膜回收工作的质量有关。回收地膜时用耙子搂的越细致,地膜残留就越少,回收地膜工作不细致,地膜残留就高。按污染的一级标准来折算,在乾安玉米连作模式下,覆膜的安全年限为5~26年。

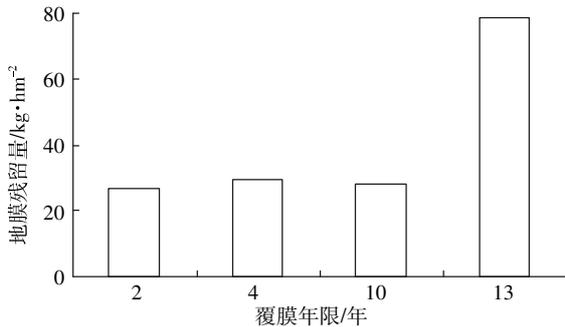


图3 乾安县不同覆膜年限地膜残留量

3 讨论

3.1 地膜残留量受覆膜时间、作物类型和捡拾度等多方面的影响

覆膜时间的长短和农民回收地膜的习惯都影响着地膜的残留量。覆膜时间越长,地膜残留量就可能相对较高,这与李秋洪^[3]的研究结论一致,而精耕细作和地膜回收比较仔细及时,则地膜残留量较小^[2,4-5]。地膜残留量还与种植作物的种类有关。从本次地膜残留调查结果来看,连续使用地膜10年后,残留量由多到少依次为瓜菜模式 $30.05 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ >玉米连作 $28.35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ >花生连作 $15.95 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

地膜残留量与地膜累计使用量的相关性分析结果(图4)显示,回收地膜,地膜残留量与地膜累计使用量无明显相关关系($r=0.3665$),与蔡金洲等^[6]的研究结果一致。

3.2 吉林省地膜污染已经显现

土壤中地膜的残留量与产量有显著的负相关^[7-8],根据农田土壤中地膜残留一级标准($\leq 75 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)来考量污染现状,在本次调查结果中乾安县覆膜13年的地膜残留量超过此标准,这说明目前吉林省地膜残留对土壤和环境的污染随用膜时间的延长已经开始

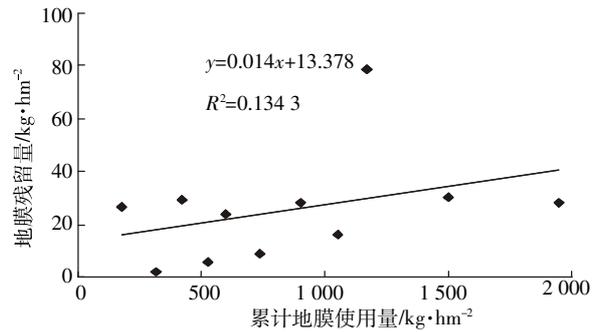


图4 地膜残留量与地膜累计使用量的相关性分析

逐年显现,按此标准推算,吉林省使用地膜的安全期限在地块尺度上来看为5~123年,变异较大,与1991年吉林省的调研资料相比^[2],残留量已经明显增加。从全省平均水平来看,覆膜量按 $75 \sim 150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、年残留率按 $1.2\% \sim 4.02\%$ 计,估算吉林省安全使用地膜的年限约为12~83年。

4 结论

从本次地膜残留调查结果来看,连续使用地膜10年后,残留量由多到少依次为瓜菜模式 $30.05 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ >玉米连作 $28.35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ >花生连作 $15.95 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

在地膜回收的农田,地膜残留量与地膜累计使用量无明显相关关系。

参考文献:

- [1] 吉林省统计年鉴[M].2010.
- [2] 张树人,赵兰珍.吉林省地膜应用与残留污染情况的调查[J]. 吉林农业科学,1991(2):79-83.
- [3] 李秋洪.论农田“白色污染”的防治技术[J]. 农业环境与发展,1997(2):17-19.
- [4] 严昌荣,王序俭,何文清.石河子地区棉田土壤中地膜残留研究[J]. 生态学报,2008,28(7):3471-3474.
- [5] 马辉,梅旭荣,严昌荣,等.华北典型农区棉田土壤中地膜残留特点研究[J]. 农业环境科学学报,2008,27(2):570-573.
- [6] 蔡金洲,张富林,范先鹏,等.南方平原区地膜使用与残留现状分析[J]. 农业资源与环境学报,2013(5):23-30.
- [7] 张保民,王兰芝,潘同霞,等.残膜对花生生长发育的影响[J]. 农业环境保护,1994,13(4):184,178.
- [8] 王维岗,申玉熙.新疆农田废旧地膜污染状况及防治措施[J]. 新疆农业科技,2002(6):5.

西溪湿地底泥质量现状与生态风险初步评价

申秀英¹, 潘腊青², 许惠英^{3*}, 童国璋⁴

(1.浙江科技学院生物与化学工程学院, 浙江 杭州 310023; 2.杭州市环境监测中心站, 浙江 杭州 310007; 3.浙江树人大学生物与环境工程学院, 浙江 杭州 310015; 4.浙江省环境监测中心, 浙江 杭州 310015)

摘要:为了解西溪湿地底泥质量现状, 2012年9月采集保护区内不同干扰类型的底泥样本, 测试了底泥中重金属和 POPs 中 PCBs、OCPs 和 PAHs 的含量, 并对湿地底泥污染进行了生态风险初步评价。结果表明, 底泥中未检出 PCBs 和 OCPs, 但检测出 14 种 EPA 优控 PAHs, 总 PAHs 的浓度范围为 115.9~217.8 ng·g⁻¹, 低于潜在生态风险的效应区间低值 ERL, 其中列入中国“水中优先控制污染黑名单”的 7 种 PAHs 均有检出并且其总量占 Σ PAHs 1/2 左右(平均为 50.08%); 底泥中 8 种重金属含量平均值低于《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)的二级标准, 但 Hg、Zn、Pb、Ni 含量在多个位点已超过一级标准; 分别采用土壤背景值和国家一级标准为参比值对湿地底泥中重金属进行单因子污染风险指数评价, 发现分别有 7 种和 4 种元素的污染指数大于 1; 综合分析不同干扰类型的底泥质量, 发现底泥疏浚能有效降低有机质含量、全氮和 PAHs 含量, 但对全磷、重金属含量则无明显效果, 封闭水体的干塘措施能显著减少污泥量和有机物含量。研究结果表明, 西溪湿地底泥中高环 PAHs 和重金属污染水平可能对西溪湿地生物具有潜在的生物毒性作用及不利的生态影响效应, 其疏浚底泥农用则无生态风险。

关键词:西溪湿地; 重金属; 持久性有机污染物; 风险评价

中图分类号: X820.4

文献标志码: A

文章编号: 2095-6819(2013)06-0053-05

The Quality Status and Preliminary Ecological Risk Assessment of Sediments of Xixi Wetland, China

SHEN Xiu-ying¹, PAN La-qing², XU Hui-ying^{3*}, TONG Guo-zhang⁴

(1. School of Biology and Chemistry, Zhejiang University of Science and Technology, Hangzhou 310023, China; 2. Hangzhou Environmental Monitoring Center, Hangzhou 310007, China; 3. College of Biology & Environment Engineering, Zhejiang Shuren University, Hangzhou 310015, China; 4. Zhejiang Environmental Monitoring Center, Hangzhou 310015, China)

Abstract: To understand the quality status of Xixi wetland sediments, sediment samples of different interference type were collected in protection zones in September 2012, the contents of heavy metals, PCBs, PAHs and OCPs in sediment were tested, and the ecological risk of wetland's sediments was preliminarily assessed. The results showed that PCBs and OCPs were not detected in sediments, but 14 priority PAHs from USEPA were detected. Total PAHs concentration was in the range of 115.9 ~ 217.8 ng·g⁻¹, which was under the effects range low (ERL) of potential ecological risk. Among them, total concentration of 7 PAHs blacklisted priority pollutants in China's water was half of the total amount for 14 PAHs (average 50.08%). Although the average content of 8 heavy metals in sediments was lower than the secondary standard of Soil Environment Quality Standard (GB 15618—1995), the Hg, Zn, Pb, and Ni contents had been exceeded first standard in more than one sampling site. Using soil background values and national first standards as reference values, ecological risk of heavy metals in wetland sediments was preliminarily assessed by single factor pollution index method. It was found that pollution index of seven and four heavy metals were greater than 1, respectively. By comprehensive analysis to qualities of various interference type sediments, it had been showed that sediment dredging could effectively reduce the contents of organic matter, total nitrogen and PAHs, but the contents of total phosphorus and heavy

收稿日期: 2013-07-12

基金项目: 浙江省环保科研计划项目(2011A23); 浙江省公益性技术应用研究(分析测试)计划项目(2013C37098)

作者简介: 申秀英(1965—), 女, 浙江金华人, 硕士, 教授, 研究方向为污染生态学。E-mail: sxying01@163.com

* 通信作者: 许惠英 E-mail: xuhy65@163.com

metals had no obvious effect. The dry pond measures of the closed aquifer could significantly reduce the amount of sludge and contents of organic compound in sediments. The results also showed that the pollution levels of high ring PAHs and heavy metals in the Xixi wetland's sediments might have potential biological toxicity and adverse ecological effect to wetland's living things, but there was no ecological risk by using the dredged sediment as farming.

Keywords: Xixi wetland; heavy metal; POPs; risk assessment

沉积物是底栖生物的栖息地和水生植物生长的重要场所,也是水体中营养物、重金属、持久性有机污染物(POPs)的汇和源,在外源得到有效控制的情况下,滞留在沉积物中的污染物随水流、生物扰动等生物或物理因子作用可重新进入上覆水中,仍有可能导致水体在相当长的时期内维持水体质量的不良状态^[1]。由于持久性有毒污染物(重金属、POPs)对生态环境的巨大危害,它在水体沉积物中的状况及对人类及生态系统的影响已受到国内外研究者的广泛关注^[2-3]。

湿地是分布于陆地系统和水体系统之间的过渡生态系统,具有特殊的生态过程和功能,由于人类活动的干扰,我国湿地正遭受不同程度的污染^[3]。西溪湿地是目前国内唯一的集城市湿地、农耕湿地、文化湿地于一体的国家湿地公园,由于地处城市边缘,受工业化和城市化影响深,加上长期的高强度农业开发利用,导致西溪湿地退化污染严重,水质一度达到劣 V 类。2003 年杭州市政府启动了西溪湿地综合保护工程,开展了多项湿地保护项目,在湿地内设置了生态保护区和生态恢复区,生态环境质量逐步好转^[4]。

近年来,对西溪湿地的环境质量已经开展了较多研究^[4-6],但关于湿地沉积物持久性有毒污染物(重金属、POPs)综合污染水平特别是结合水体不同干扰类型的底泥质量现状还少见报道。本文以西溪湿地生态保护区为研究区域,采集不同人为干扰类型的底泥样品,综合分析底泥中主要 POPs 中多氯联苯(PCBs)、有机氯农药(OCPs)、多环芳烃(PAHs)以及重金属的污染水平,并对其生态风险进行初步评价,为全面了解湿地生态环境质量现状和实施有效的保护措施提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集和处理

根据湿地水系分布及水体干扰类型(河道——通航、不通航;封闭池塘——封闭、半封闭,干塘、未干塘)、底泥沉积干扰类型(深层疏浚、未疏浚)共布置 6 个调查样点(表 1)。底泥样品采集依据国家环境保护行业标准《地表水和污水监测技术规范》(HJ/T 91—

表 1 西溪湿地采样点概况

采样点编号	水体干扰类型	沉积过程干扰类型
1#	封闭水体	2011 年干塘
2#	河道,不通航(偶有工作小船通过)	未疏浚
3#	半封闭水体(与河道相通)	无
4#	主河道,通航(引钱塘江水)	2011 年疏浚过
5#	封闭水体	未干塘
6#	小支流,水位浅,周围是抛荒地(农田)	无

2002)进行^[7]。利用 Beeker 型底泥原状采样器采集样品,采样点避开河床冲刷、沉积不稳定及水草茂盛、表层易受搅动之处。采样时间为 2012 年 9 月。

样品采集后以聚乙烯塑料袋密封保存,并作好记录及时运回实验室。底泥样品一部分冷冻干燥(用于测 POPs),另一部分室温风干,干燥后样品磨细,全部过 100 目筛,分别装瓶保存,待测。

1.2 分析指标及方法

分析方法:底泥的地球化学指标(有机质含量、pH 值、全氮、全磷、阳离子交换量等)参考《土壤农业化学分析方法》^[8]进行分析;总汞测定(冷原子荧光法)参考《土壤元素的近代分析方法》^[9];总砷(原子荧光法,GB/T 221052—2008),总镉(火焰原子吸收分光光度法,GB/T 17138—1997),铬、铜、镍、镉、铅(电感耦合等离子体-质谱法,US EPA 200.8—1994),多氯联苯(气相色谱法,US EPA 8082A—2000),有机氯农药(气相色谱法,US EPA 8081B—2007),多环芳烃(液相色谱法,EPA 8310)参照中国或美国标准方法测定。

分析指标:多氯联苯测定了 PCB-28、PCB-52、PCB-101、PCB-77、PCB-81、PCB-153、PCB-123、PCB-118、PCB-114、PCB-138、PCB-105、PCB-126、PCB-167、PCB-156、PCB-157、PCB-180、PCB-169、PCB-189 等 18 个指标;有机氯农药测定了 α -六六六、 β -六六六、 γ -六六六、 δ -六六六、六氯苯、七氯、环氧七氯、 α -氯丹、 γ -氯丹、硫丹 I、硫丹 II、硫丹硫酸酯、艾氏剂、狄氏剂、异狄氏剂、异狄氏剂醛、异狄氏剂酮、o,p'-滴滴涕、p,p'-滴滴涕、p,p'-滴滴伊、p,p'-滴滴滴、甲氧滴滴涕、灭蚊灵等 23 种物质的浓度;多环芳烃(PAHs)

则测定了 EPA 规定的 16 种优先控制污染物(具体种类见表 2)。

重金属标样由国家环保部标样所提供,各 POPs 混合标样为 Accustandard 公司产品,主要试剂正己烷、丙酮等,均为色谱纯。

1.3 主要仪器

QM 201 荧光测汞仪、AFS-9130 原子荧光光度计、PE AAnalyst 800 型原子吸收分光光度计、电感耦合等离子体-质谱仪 XSeries II ICP-MS(X0726)、气相色谱仪 Agilent 6890 NGC、液相色谱仪 LCK04SM4877。

2 结果与讨论

2.1 底泥土质特征研究

从各底泥样品的外观看,除 4 号点样品为黄灰色外,其余各样点底泥外观均为深灰色,这可能与 4 号样点位于主河道,曾疏浚(2011 年)并引水钱塘江有关。从味觉看,除 4 号样品外,其余样品均有不同程度臭味,尤以 5 号为重,这与 5 号为封闭水体,多年未曾清淤,也未干塘有关。各样点底泥的地球化学指标分析结果见表 3。

从表 3 可见,清淤过的 4 号水体,其底泥有机质含量、全氮含量明显低于其他样点,只有未清淤 2 号河道样点的 36.3%、57.2%,但全磷含量仍保持较高水

表 2 西溪湿地底泥 PAHs 含量 ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)

PAHs	底泥中 PAHs 含量						沉积物毒性指标	
	1#	2#	3#	4#	5#	6#	ERL	ERM
NaP*	24.6	27.6	20.8	15	25.1	42.4	160	2 100
Acy	ND	ND	ND	ND	ND	ND	44	640
Ace	ND	ND	ND	ND	ND	ND	16	500
Flu	8.3	10.1	12.7	7.3	12.2	8.2	19	540
Phe	63.2	51.9	35.8	45.1	45.1	25.8	240	1 500
Ant	1.8	1.7	2.8	1.5	3.2	1.8	85	1 100
Fla*	23.1	24.9	25.8	10.1	27.1	13.9	600	5 100
Pyr	19.5	15.3	23.8	9.1	29.6	15.5	665	2 600
BaA	6.1	9.5	ND	ND	ND	ND	261	1 600
Chr	10.8	8.9	6.9	3.3	8	6.7	384	2 800
BbF*	17.5	13.7	21	7.1	18.9	14.8	—	—
BkF*	6	6.8	15.2	2.3	19.5	3.8	—	—
BaP*	9.8	7.9	2.4	3.6	2.8	5.3	430	1 600
DBA	3	3.4	18.5	ND	7.3	ND	63.4	260
BgP*	12.1	ND	ND	5.9	ND	7.2	—	—
IcP*	12	12.8	11.6	5.6	12	7.5	—	—
Σ PAHs	217.8	194.5	197.3	115.9	210.8	152.9	4 022	44 792

注:ND 为未检出,* 为列入中国“水中优先控制污染黑名单”多环芳烃。

表 3 西溪湿地底泥地球化学指标

土样编号	全磷 / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	pH 值	有机质含量 / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	阳离子交换量 / $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮 / $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$
1	1.316	7.18	0.139	13.39	1.21
2	0.972	6.17	0.157	13.20	1.17
3	0.852	5.58	0.193	9.96	1.27
4	0.966	7.50	0.057	14.56	0.67
5	0.504	6.44	0.241	12.57	1.47
6	0.246	5.96	0.146	9.65	0.89

平,这可能与引入的水质有关。同是未清淤过的封闭水体,干塘过的 1 号水体,其底泥厚度只有 5 号水体的 1/4~1/3,有机质含量只有 57.7%,全氮含量相近,但全磷含量是后者的 2.61 倍,说明对于封闭水体,干塘措施能有效减少底泥有机质和污泥量,但对氮、磷含量基本无作用。

2.2 底泥持久性有机污染物

2.2.1 底泥持久性有机污染物含量水平

对底泥中的持久性有机污染物多氯联苯(PCBs)、有机氯农药(OCPs)和多环芳烃(PAHs)的含量水平进行了检测。所测的 18 种 PCBs 和 23 种 OCPs 指标在各样点均未检出($<0.50 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)。PAHs 情况则不同,在各样点除 Acy、Ace 未检出外($<5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$),BaA、DBA、BgP 部分检出,其余 11 种主要化合物均 100% 检出,总 PAHs 的浓度范围为 $115.9\sim 217.8 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,接近钱塘江杭州段 ($62.6\sim 226.2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)^[10],但低于太湖 ($264.9\sim 1 703.2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)^[11]、西湖 ($449.5\sim 881.2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$)^[12]。西溪湿地底泥 PAHs 的检测结果见表 2。

从表 2 可见,1 号、2 号、3 号、5 号样点的 PAHs 总量水平接近,平均为 $205.1 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$,但 4 号、6 号样点浓度明显低于其他 4 个样点,特别是 4 号的 Σ PAHs 只有其平均水平的 56.5%,说明底泥疏浚能有效降低 PAHs 含量,干塘措施及水流状态对 PAHs 含量基本无影响。6 号样点 Σ PAHs 较低,可能与其常年水位浅,底泥供氧较丰富有利于降解有关^[13]。

2.2.2 底泥持久性有机污染物生态风险评价

本次 6 个采样点样品均未检测到 PCBs、OCPs,表明研究区域内的湿地底泥已不存在 PCBs、OCPs 污染风险。这与黄芳等^[5]从西溪湿地中检测出低浓度的 DDTs、HCHs 的报道不同,这可能与他们的采样点是河口底泥有关。

目前,我国仍未制定沉积物中 PAHs 的环境标准,国内报道^[10-11,14]通常采用 Long 等^[15]提出的方法,即潜在生态风险的效应区间低值(Effects Range Low,

ERL)和效应区间中值(Effects Range Mediam,ERM)法来评估水体沉积物中 PAHs 的生态风险。ERL 和 ERM 的值分别定义为某一类化合物对生物极少产生和经常产生负效应的含量指标,当污染物含量大于 ERM,则产生严重的生态风险;当污染物含量在二者之间,则具有潜在的生态风险;当污染物含量小于 ERL,则不产生负面生态风险,评价时除比较沉积物中 PAHs 总质量分数之外,还应看单一种类的 PAHs 质量分数。从表 2 可见,各采样点总 PAHs 含量(115.9~217.8 ng·g⁻¹)远低于潜在生态风险的效应区间低值 ERL 4 022 ng·g⁻¹,单一种类的 PAHs 也远低于 ERL 值,表明该区域底泥的 PAHs 生态风险水平较低。

值得注意的是,列入中国“水中优先控制污染黑名单”的 7 种 PAHs,除 BgP 部分检出外,其余均 100%检出,并且这 7 种 PAHs 的总量占 ΣPAHs 1/2 左右(平均为 50.08%)。另外,根据 Long 等^[15]的研究,BbF、BkF、BgP、IcP 等没有最低安全值,也就是指这几种 PAHs 只要存在,就会对生物具有毒副作用。在本次调查中发现各样点底泥中,这些化合物均有不同程度的检出,表明沉积物中高环 PAHs 对西溪湿地生物具有潜在的生物毒性作用及不利的生态影响效应,应当引起有关部门注意。

2.3 西溪湿地底泥重金属

2.3.1 西溪湿地底泥重金属含量

西溪湿地底泥重金属含量检测结果见表 4。从表 4 可见,除砷外,底泥中其余 7 种元素含量均超当地土壤背景值^[16],Hg、Zn、Pb 3 种元素含量在多个位点已超过《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)一级标准,2 号、5 号点的 Ni 含量水平甚至超过二级标准。不同干扰类型的底泥重金属含量没有显著差异,在疏浚河道(4 号)和未疏浚(2 号)底泥中除 Cd、Ni 含量有显著降低外,其余各元素含量差别不大;干塘封闭水体(1 号)与未干塘封闭水体(5 号)除 As、Zn、Cr 含量有较大提高外,其余元素含量也无较大变化。但是,在监测的 8 种重金属中,As、Cd、Hg、Ni 含量在各样点间变异系数较大,说明这几种元素空间变异性大^[17]。

2.3.2 底泥重金属污染生态风险评价

采用单因子污染指数^[17-18]对西溪湿地底泥中重金属的污染程度进行评价。

该方法计算公式为: $P_i=C_i/S_i$

式中: P_i 为某一污染物的污染指数; C_i 为沉积物中污染物的实测浓度; S_i 为计算所需的参比值或者标准,

由于国内外尚无统一的标准,本文采用浙江省土壤背景值(表土)^[16]和国家《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)为参比值。 $P_i>1$ 表示污染, $P_i\leq 1$ 表示未污染,且 P_i 值越大,则污染越严重^[17]。湿地底泥研究区重金属单因子风险指数评价结果见表 5。

从表 5 可见,以土壤背景值为参比值,除 As 外,其余 7 种重金属的污染指数值都大于 1,8 种元素单因子污染指数排列顺序为 Hg>Cd>Cu>Ni>Zn>Pb>Cr>As。土壤环境质量一级标准是保护区域自然生态、维护自然背景的土壤环境质量,二级标准则保证农业生产,维护人体健康。当以《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)一级标准为参比值时,Hg、Zn、Ni、Pb 这 4 种重金属的污染指数值稍大于 1,8 种元素单因子污染指数排列顺序为 Hg>Zn>Ni>Pb>Cu>Cr>Cd>As,

表 4 西溪湿地底泥重金属含量(mg·kg⁻¹)

项目	Hg	As	Zn	Cr	Ni	Cu	Cd	Pb
1#	0.12	5.53	117.4	71.1	30.8	33.7	0.15	40.3
2#	0.21	6.24	123.5	73.8	60.0	33.2	0.17	40.6
3#	0.25	5.60	87.4	59.0	36.1	27.4	0.13	31.8
4#	0.18	7.08	105.5	72.4	32.3	30.6	0.09	35.9
5#	0.15	4.77	109.7	60.2	59.8	29.1	0.16	40.9
6#	0.17	2.09	97.9	60.9	28.1	30.6	0.1	23.8
平均值	0.18	5.22	106.9	66.23	37.40	30.77	0.10	35.55
最大值	0.25	7.08	123.5	73.80	59.8	33.70	0.17	40.90
最小值	0.12	2.09	87.40	59.00	28.1	27.40	0.09	23.8
标准差	0.05	1.72	13.09	6.87	14.73	2.40	0.03	6.77
变异系数/%	27.78	32.95	12.25	10.37	39.39	7.80	30.00	19.04
背景值	0.07	7.50	62.10	49.70	20.9	15.00	0.06	22.40
标准值(二级)	0.50	25	250	300	50	100	0.30	300
标准值(一级)	0.15	15	100	90	40	35	0.20	35

注:背景值为浙江省土壤元素背景值^[16],标准值为《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995,pH 值为 6.5~7.5)。

表 5 西溪湿地底泥重金属单因子风险指数

元素	以浙江省土壤背景值为评价标准			以《土壤环境质量标准》一级标准为评价标准		
	最大值	最小值	平均值	最大值	最小值	平均值
Hg	3.85	1.85	2.77	1.67	0.80	1.20
As	0.94	0.28	0.70	0.47	0.14	0.35
Zn	1.98	1.41	1.72	1.17	0.87	1.07
Cr	1.48	1.19	1.33	0.82	0.66	0.74
Ni	2.87	1.34	1.97	1.50	0.70	1.03
Cu	2.25	1.83	2.05	0.96	0.78	0.88
Cd	2.93	1.55	2.30	0.85	0.45	0.67
Pb	1.83	1.06	1.59	1.17	0.68	1.02

以上2组单因子污染指数说明西溪湿地底泥重金属含量水平存在一定的生态风险。另外,当以二级标准为参比值时,8种重金属的污染指数均小于1,说明西溪湿地底泥重金属虽已有污染,但疏浚底泥农用还是安全的。

3 结论

(1)西溪湿地底泥中未检出PCBs、OCPs,但检出了EPA规定的14种PAHs,总PAHs的浓度范围为115.9~217.8 ng·g⁻¹,远低于潜在生态风险的效应区间低值ERL。值得注意的是,列入中国“水中优先控制污染黑名单”的7种PAHs,除BgP部分检出外,其余均100%检出,并且这7种PAHs的总量占∑PAHs 1/2左右(平均为50.08%)。BbF、BkF、BgP、IcP等这些“三致”作用化合物的高检出,表明沉积物中高环PAHs对西溪湿地生物具有潜在的生物毒性作用及不利的生态影响效应,应当引起有关部门注意。

(2)西溪湿地底泥中的重金属除砷外,其余7种元素含量均超当地土壤背景值,Hg、Zn、Ni、Pb 4种元素含量在多个位点已超过《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)一级标准,但除Ni外的其余7种元素的含量均未超过二级标准,说明疏浚底泥农用是安全的。采用单因子污染指数对西溪湿地底泥中重金属的污染程度进行评价,发现Hg、Zn、Ni、Pb为轻度污染,说明西溪湿地底泥重金属存在一定的生态风险。

(3)综合分析不同干扰类型的底泥质量,发现底泥疏浚能有效降低有机质含量、全氮和POPs含量,但对全磷、重金属含量则无明显效果。封闭水体的干塘措施能显著减少污泥量和有机物含量,对POPs、重金属含量无明显效果,磷元素则起浓缩作用。

参考文献:

[1] 钟继承,范成新.底泥疏浚效果及环境效应研究进展[J].湖泊科学,2007,19(1):1-10.
[2] 宋力,黄民生.底泥中持久性有毒物质研究现状与展望[J].华东师

范大学学报,2011(1):73-86.
[3] 王健,赵红梅,徐大伟,等.湿地生态系统中的多环芳烃研究进展[J].地球科学进展,2009,24(8):936-941.
[4] 缪丽华.杭州西溪湿地研究综述[J].安徽农业科学,2009,37(11):5043-5044,5080.
[5] 黄芳,马楠,王建新.西溪湿地底泥中有机氯农药分布特征及风险评价[J].环境污染与防治,2011,33(11):63-66,71.
[6] 邵学新,吴明,蒋科毅,等.西溪国家湿地公园底泥重金属污染风险评价[J].林业科学研究,2009,22(6):801-806.
[7] 国家环境保护总局.HJ/T 91—2002 地表水和污水检测技术规范[S].
[8] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000:93-102.
[9] 中国环境监测总站.土壤元素的近代分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,1992.
[10] 陈卓敏,高效江,宋祖光,等.杭州湾潮滩表层沉积物中多环芳烃的分布及来源[J].中国环境科学,2006,26(2):233-237.
[11] 李玉斌,刘征涛,冯流,等.太湖部分沉积物中多环芳烃生态风险评估[J].环境化学,2011,30(10):1169-1174.
[12] 王静.杭州市空气中PAHs污染源及归宿研究[D].杭州:浙江大学博士论文,2004.
[13] 陈明华,李春华,叶春,等.多环芳烃在低氧沉积物环境中的分布状况[J].环境污染与防治,2013,35(2):104-110.
[14] 任华堂,韩凝,夏建新.我国东部地区环境中多环芳烃的空间分布及生态风险分析[J].应用基础与工程科学学报,2009,117(增刊1):113-124.
[15] Long E R, Macdonald D D, Smith SL, et al. Incidence of adverse biological effects with in ranges of chemical concentrations in marine and estuary sediments[J]. *Environmental Management*, 1995, 19(1): 81-97.
[16] 中国环境监测总站.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990:330-382.
[17] 俞丹宏.浙江省蔬菜农药残留和重金属污染的监测与控制研究[D].杭州:浙江大学硕士学位论文,2009.
[18] 战玉柱,姜霞,陈春霄,等.太湖西南部沉积物重金属的空间分布特征和污染评价[J].环境科学研究,2011,24(4):363-369.

施入城市生活垃圾堆肥对玉米植株重金属分布及土壤养分的影响

邵华伟, 葛春辉*, 马彦茹, 杨新华, 孙九胜, 王新勇

(新疆农业科学院土壤肥料与农业节水研究所, 新疆 乌鲁木齐 830091)

摘要:以玉米为供试作物,研究施入生活垃圾堆肥对土壤和玉米各器官重金属分布规律及对土壤养分的影响。结果表明:连续3年施肥,土壤速效养分的含量明显增加;土壤重金属呈现累积,但含量远远低于二级土壤标准(GB 15618—1995);植株中重金属含量表现为根>茎秆>叶片>籽粒,Cd在植株根部富集,但未大量向其他部位转移,玉米植株地上部分重金属含量明显低于饲料卫生标准(GB 13078—2001)。由此推断,在短期内(3年),年施入60 000 kg·hm⁻²的垃圾堆肥能提高土壤肥力,且暂时不会引起土壤重金属污染,也不影响玉米植株的饲用;使用多年后应及时监测,以保证安全性。

关键词:城市生活垃圾堆肥;玉米植株;重金属植株分布;土壤养分

中图分类号:X503.231

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2013)06-0058-06

Effect of Municipal Solid Waste (MSW) Compost Application on Heavy Metal Distribution in Maize Plant and Soil Nutrients

SHAO Hua-wei, GE Chun-hui*, MA Yan-ru, YANG Xin-hua, SUN Jiu-sheng, WANG Xin-yong

(Institute of Soil and Fertilizer, Xinjiang Academy of Agricultural Science, Urumchi 830091, China)

Abstract: Municipal solid waste (MSW) compost is increasingly used in agriculture for improving soil nutrients and reducing waste disposal cost. However, the risks and benefits of MSW remains unsolved. In the present study, a field experiment was conducted to investigate the influence of MSW compost on heavy metal contents and nutrients in soil and of maize plant. The results showed that nutrients and heavy metals in soil were obviously increased, but heavy metal contents did not exceed the soil environmental quality standard of China (GB 15618—1995). Contents of heavy metal in plant showed the order of root > stem > leaf > seed. Heavy metals in aerial part were significantly lower than the feed hygiene standards of China (GB 13078—2001). The results indicated that, as a consequence of annual 60 000 kg·hm⁻² MSW application, soil fertility was obviously increased without presence of significant heavy metal pollution in a short term (three year), the aerial part of maize plant was not polluted either and could be used as feed; but continuous application must be timely monitored to keep safety.

Keywords: municipal solid waste (MSW) compost; maize plant; heavy metal distribution; soil nutrients

据统计,全国668个城市1年产生的生活垃圾达1.5亿t,人均产生垃圾450~500kg,同时以每年8%~9%的速度不断增长^[1],城市生活垃圾污染环境已成

为突出的社会问题。而通过垃圾的堆肥化是减少垃圾污染一个重要途径,垃圾堆肥用于农业生产较为普遍^[2-3]。垃圾堆肥含有丰富的养分,用于农田可补充土壤各种营养元素,维持土壤肥力,使农作物高产、稳产^[4-6]。但由于垃圾堆肥中含有数量不等的重金属及病原菌等污染物,直接农用会造成污染环境,并通过食物链危害人畜健康^[7-9]。因而,城市生活垃圾堆肥在农业应用上受到一定的限制。

Zheljazkov等^[10]研究认为城市生活垃圾堆肥对甜菜生长发育、产量和品质有一定促进作用,并能明显

收稿日期:2013-09-10

基金项目:新疆自治区青年科技基金(2010211B30);自治区高技术研究与发展计划项目(200715114);乌鲁木齐科学技术计划项目(G07132002)

作者简介:邵华伟,男,工程师,研究方向为垃圾资源化及农用。

E-mail:shaohua166@163.com

*通信作者:葛春辉 E-mail:gch-1998@163.com

改善土壤理化性状;多立安等^[11]研究表明以垃圾堆肥作为草坪基质将会为草坪植物生长创造良好的基质环境,能大幅度提高草坪的生长量。本研究利用生活垃圾堆肥按照不同施肥量与化学肥料配合在玉米上进行试验,通过测定玉米不同器官的重金属含量分布及土壤养分指标,初步探讨短期(3年)内施用垃圾堆肥对玉米植株各部分重金属含量分布及对土壤养分的影响。本研究结果可为生活垃圾堆肥无害化后进行农用提供数据依据,同时为在玉米上应用的安全性评价提供必要的科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验于2010年在国家新疆灰漠土监测基地试验田进行。土壤类型为灰漠土,生活垃圾堆肥来自于乌鲁木齐垃圾厂,堆肥腐熟过程中不添加任何辅料。腐熟垃圾重金属含量符合农用垃圾堆肥污染物控制标准(GB 8172—1987),可进行农田土地利用。供试化肥为尿素(N 46%)、磷酸二铵(P₂O₅ 44%,N13%)、硫酸钾(K₂O 50%)。供试土壤及生活垃圾堆肥的养分和重金属含量情况见表1。

1.2 试验设计

根据施肥种类和量的不同共设4个处理,对照仅施用化肥,L1、L2、L3在对照基础上添加不同量的生活垃圾堆肥,每处理3次重复,试验小区面积4 m×5 m=20 m²,种植玉米品种为“石玉905”,品种成熟期90 d,采用滴灌系统进行灌溉和追肥。磷钾肥料和垃圾堆肥为基肥一次施入,其中磷钾肥用量为磷酸二铵150 kg·hm⁻²和硫酸钾90 kg·hm⁻²,尿素按基肥、追肥比例1:2分2次进行施用,底肥于玉米播种前撒施后耕翻,追肥于玉米拔节期滴灌随水入土,连续3年采用相同的施肥处理,在玉米成熟期测定土壤和玉米植株重金属分布含量。各处理如表2所示。

1.3 样品检测

1.3.1 土壤重金属检测

依据《土壤重金属污染国家标准》,采用GB/T 17141—1997中硝酸-盐酸-高氯酸-氢氟酸消解-石

表2 试验处理设置

处理	施肥量/kg·hm ⁻²
对照(CK)	P ₂ O ₅ (150)+K ₂ O(90)+N(225)
L1	L(15 000)+ P ₂ O ₅ (150)+K ₂ O(90)+N(225)
L2	L(30 000)+ P ₂ O ₅ (150)+K ₂ O(90)+N(225)
L3	L(60 000)+ P ₂ O ₅ (150)+K ₂ O(90)+N(225)

注:表中括号内表示施肥量。

墨炉原子吸收光谱法测土壤Cd、Cr、Pb,采用GB/T 22105—2008(土壤质量总汞、总砷、总铅的测定-原子荧光法)中重铬酸钾浸提-原子荧光光谱法和1:1王水浸提-原子荧光光谱法测土壤Hg、As。

1.3.2 玉米植株各器官重金属检测

依据《食品安全国家标准》,采用GB/T 5009.123—2003、GB/T 5009.15—2003和GB/T 5009.12—2003中硝酸-高氯酸消解-石墨炉原子吸收光谱法测植株Cd、Cr、Pb,采用GB/T 5009.17—2003和GB/T 5009.11—2003中硝酸-高氯酸消解-原子荧光光谱法测植株Hg、As。

1.3.3 土壤有机质、速效氮、速效钾、速效磷检测

按常规方法测定。

1.4 数据分析

试验结果应用Excel和SPSS统计软件进行分析。

2 结果与分析

2.1 各施肥处理对土壤养分的影响

通过3年的试验,土壤有机质、碱解氮、速效磷、速效钾4项主要的养分指标明显提高(表3),相对于对照分别提高4.68~10.69 g·kg⁻¹、16.4~41.1 mg·kg⁻¹、4.16~8.62 mg·kg⁻¹、16~40 mg·kg⁻¹,增加幅度分别为39.63%~90.52%、42.38%~106.20%、37.24%~77.17%、

表3 2012年土壤养分指标

处理	有机质/g·kg ⁻¹	速效氮/mg·kg ⁻¹	速效磷/mg·kg ⁻¹	速效钾/mg·kg ⁻¹
对照(CK)	11.81±0.23c	38.7±2.48d	11.17±0.67c	190±5c
L1	16.49±1.22b	55.1±6.12c	15.33±0.49b	206±9b
L2	17.99±0.89b	67.2±3.67b	18.68±1.22a	217±8b
L3	22.50±1.52a	79.8±8.33a	19.79±1.83a	230±5a

注:同列不同小写字母表示各水平之间有差异显著性(P<0.05)。

表1 供试土壤和生活垃圾堆肥性质

材料	有机质/g·kg ⁻¹	pH值	速效氮/mg·kg ⁻¹	速效磷/mg·kg ⁻¹	速效钾/mg·kg ⁻¹	重金属/mg·kg ⁻¹				
						Cd	Cr	Hg	Pb	As
堆肥	371.0	7.8	37.5	78.25	1 507	2.52	67.08	3.82	60.64	15.63
土壤	11.70	8.3	46.4	10.7	166	0.18	23.5	0.026	21.3	8.94

8.42%~21.05%; 以上结果说明施用富含养分的垃圾堆肥能使土壤养分呈现明显累积($P<0.05$)。

2.2 不同处理对土壤、植株铬(Cr)分布的影响

随着施肥量的增加,土壤 Cr 表现为增加(图 1),施肥处理较 CK 达到显著性差异($P<0.05$);植株根部的 Cr 含量也随之增加,各施肥处理间达到显著性差异($P<0.05$);植株各部分 Cr 表现为根>茎秆>叶片>籽粒,分布系数分别为 0.600~0.717、0.098~0.188、0.028~0.049、0.012~0.023;这与苏春田等^[12]的研究结果基本一致;籽粒中 Cr 含量表现为随施肥量的增加而增加,而茎秆、叶片中表现为不规则分布;茎秆、叶片、籽粒中的 Cr 远远低于饲料安全标准($<10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),这说明茎秆、叶片、籽粒可以用作畜禽的饲料。经过 3 年的施入生活垃圾堆肥,土壤中 Cr 也远低于土壤 2 级标准($<250\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$);这说明 Cr 的累积与施肥量有一定的关联,但仅 3 年的施肥,垃圾堆肥中的 Cr 还不足以污染土壤(图 1)。

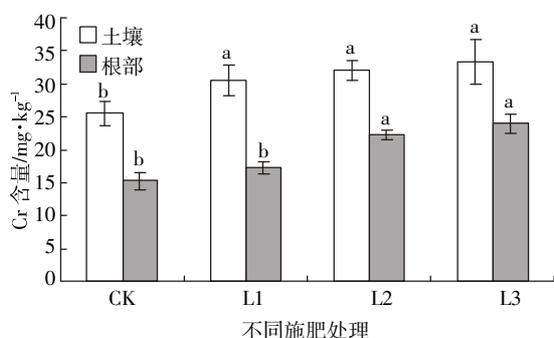
2.3 不同处理对土壤、植株镉(Cd)分布的影响

随着施肥量的增加,土壤 Cd 表现为增加(图 2),L3 处理较 CK 达到明显差异($P<0.05$),而较其他处理间未达到显著性差异($P<0.05$);根部的 Cd 含量呈现不规则变化,但根部 Cd 含量远高于土壤 Cd 含量,这

说明 Cd 易于向根部富集;植株根部 Cd 表现为 L1>L3>L2>CK, L1 处理较 CK 达到极显著差异($P<0.01$),这可能与土壤中有机质含量不同有关,有机质含量不同所形成的 Cd 与有机质复合体强度不同,从而影响 Cd 的生物有效性;植株各部分 Cd 表现为根>茎秆>叶片>籽粒,分布系数分别为 3.221~7.036、1.005~6.949、0.024~0.195、0.014~0.063;植株根部的 Cd 含量远高于籽粒、茎秆、叶片,Cd 的生物有效性表现为仅在根部富集,仅有极少部分向茎秆、叶片、籽粒转移;茎秆、叶片、籽粒中的 Cd 低于饲料安全标准($<0.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。经过 3 年的施肥,L3 施肥处理的土壤中 Cd 含量为 $0.416\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,低于土壤 2 级标准($<0.6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)(图 2)。

2.4 不同处理对土壤、植株砷(As)分布的影响

随着施肥量的增加,土壤 As 含量为 $8.57\sim 8.78\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,但处理间无明显差异($P>0.05$);根部的 As 含量表现为 L2>L1>L3>CK,含量为 $1.60\sim 2.27\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,L2 处理与 CK 之间具有极显著差异($P<0.01$);植株各部分 As 表现为根>茎秆>叶片,籽粒中未检验出 As,根、茎、叶的 As 含量分布系数分别为 0.189~0.223、0.037~0.056、0.006~0.011;植株根部的 As 含量远高于茎秆、叶片,As 的生物有效性表现为仅在根部富集,而茎秆中 As 含量表现为随施肥量的增加而增加,



不同小写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$)。下同

图 1 不同处理土壤、植株中 Cr 含量的变化

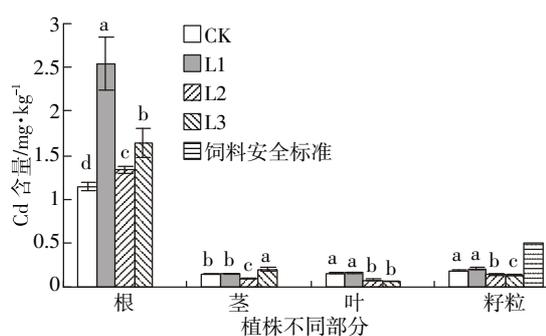
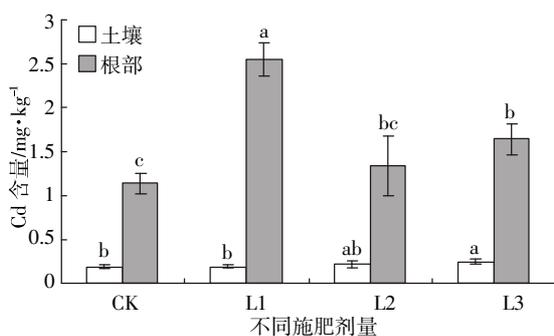
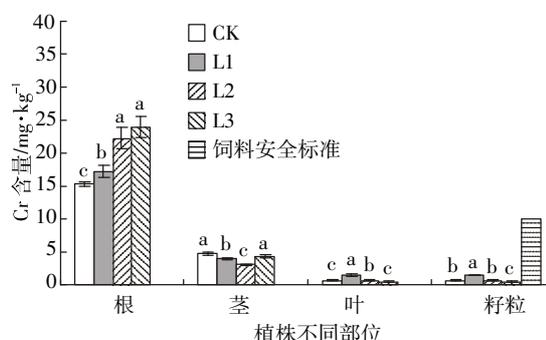


图 2 不同处理土壤、植株 Cd 含量的变化

叶片中 As 含量变化趋势恰恰相反,这与根部含量变化趋势存在矛盾,这需要进一步的研究;茎秆、叶片中的 As 低于饲料安全标准($<2.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。L3 的施肥处理的土壤中 As 含量为 $8.78 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,低于土壤 2 级标准($<25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)(图 3)。

2.5 不同处理对土壤、植株铅(Pb)分布的影响

随着施肥量的增加,土壤 Pb 表现为增加,L2 处理、L1 处理与 CK 比较未达到显著性差异($P>0.05$),L3 处理与 CK 比较有显著性差异($P<0.05$);根部的 Pb 含量呈现不规则变化,但根部 Pb 含量远低于土壤 Pb 含量,这与陈燕等^[13]研究结果玉米植株不同器官中的 Pb、Cu、Zn 含量没有明显的规律性基本一致;植株各部分 Pb 表现为根>茎秆>叶片,籽粒未检出 Pb,根、茎、叶分布系数分别为 $0.098\sim 0.118$ 、 $0.049\sim 0.090$ 、 $0.003\sim 0.011$;植株根部 Pb 向茎秆转移,部分向叶片转移,但未向籽粒转移;根部、茎秆、叶片、籽粒中的 Pb 均低于饲料安全标准($<8.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。L3 施肥处理的土壤中 Pb 含量为 $21.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,远低于土壤 2 级标准($<350 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)(图 4)。

2.6 不同处理对土壤、植株汞(Hg)分布的影响

随着施肥量的增加,土壤 Hg 含量增加,各施肥处理较 CK 均有明显差异($P<0.05$);植株各部分 Hg 表现为根>茎秆>叶片>籽粒,Hg 含量分布系数分别为

$0.468\sim 0.987$ 、 $0.267\sim 0.423$ 、 $0.061\sim 0.189$ 、 $0.036\sim 0.127$,随着施肥量的增加,分配系数呈现下降的趋势;茎秆 Hg 含量表现为随施肥量的增加而增加,L3 的施肥处理,茎秆 Hg 含量为 $25.7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,未超过饲料 Hg 安全标准($<100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$);各处理叶片、籽粒中 Hg 含量变化不大,含量分别为 $5.1\sim 5.3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $3.8\sim 4.4 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。经过 3 年的试验,L3 施肥处理的土壤中 Hg 含量为 $0.096 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,远低于土壤 2 级标准($<1.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)(图 5)。

3 讨论

生活垃圾堆肥富含有机质、氮、磷、钾等养分^[14],可作为农业、城市园林、荒山绿化等潜在肥料资源。但生活垃圾堆肥的应用导致土壤污染成为关注的焦点,这也制约了生活垃圾堆肥在农业方面的应用。本研究表明,施用垃圾堆肥后,土壤中重金属含量均有不同程度的提高,但在短期内(1~3 年),土壤重金属含量均符合国家土壤环境质量 2 级标准。

一般认为在污染土壤中施入有机物质会增强土壤吸附或络合固定了土壤中的重金属,从而降低了土壤中重金属的毒性和生物有效性^[15-16],植物体吸收积累的重金属会减少^[17-18]。各种有机物施用后,土壤的物理、化学、生物学性质会发生改变,土壤重金属的生物

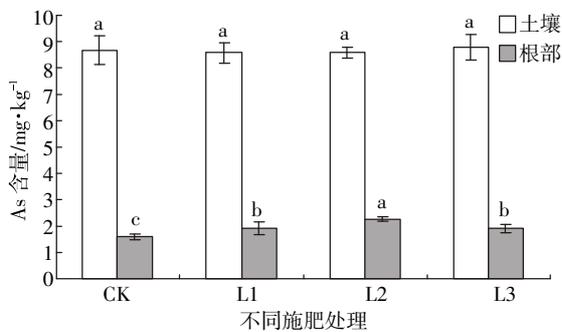


图 3 不同处理土壤、植株中 As 含量的变化

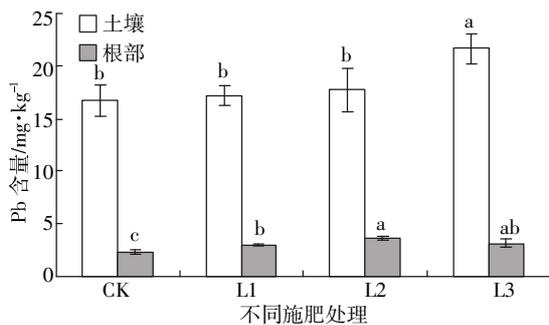
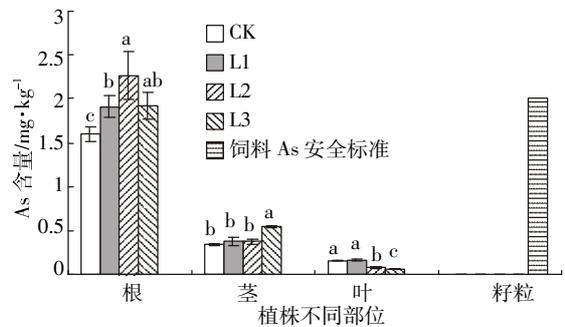
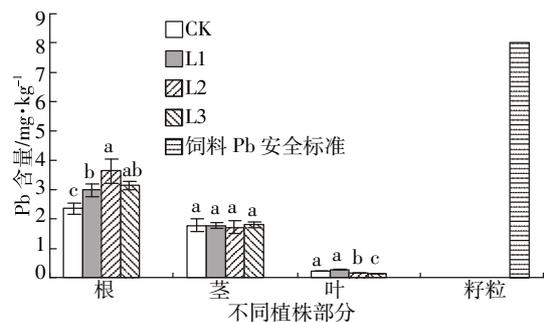


图 4 不同处理土壤、植株 Pb 含量的变化



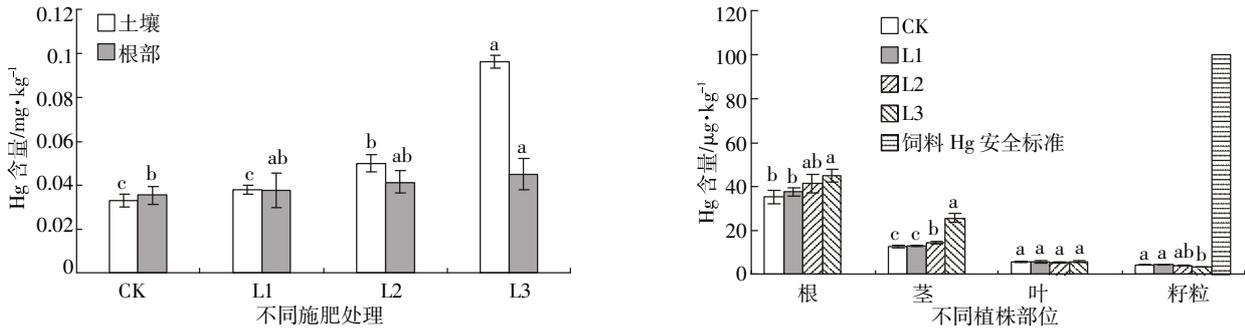


图 5 不同处理土壤、植株中 Hg 含量的变化

有效性通常会降低,植物吸收积累量减小,对于贫瘠的土壤还能增加养分供给,提高作物的产量,但是有机物质不改变重金属的总量,当新的有机物的输入,随着有机物的分解,固定作用减弱,重金属生物有效性将会提高^[19]。Zheljazkov 等^[20]发现随着城市垃圾堆肥的施肥量增加,植株内重金属的分布并不是成比例,施用垃圾堆肥重金属的生物有效性相对于对对照明显下降,在一定的使用范围,土壤与植株无重金属污染的风险,可能是堆肥中重金属的生物有效性与堆肥腐熟程度有一定的相关性,堆肥中的腐殖质在高温腐熟过程中与重金属结合,降低重金属的生物有效性^[21-22]。本研究连续 3 年施用垃圾堆肥,不同处理的植株根上部分重金属含量均在安全标准范围内,若长期施用垃圾堆肥,将会出现植物重金属污染风险。

大量研究认为 Cd 相比其他元素更易被植物从土壤中吸收^[23-24],Cd 大部分留在根中,只有少部分被转运到地上部,Cd 到达可食部位特别是种子和果实中要经过许多细胞壁及细胞膜障碍,无法大量运转到种子和果实^[25]。而李静等^[26]研究的 Cd 在玉米植株中不同部位浓度为:叶片>根>茎秆>籽粒,叶片是 Cd 的主要富集区,而本试验中植株各部分 Cd 表现为根>茎秆>叶片>籽粒,植株根部的 Cd 含量远高于植株其他部位,这可能因为不同玉米品种及土壤对 Cd 迁移有一定选择性,会在植株不同部位呈现不同浓度富集。

4 结论

通过 3 年连续施用生活垃圾堆肥,土壤养分呈现明显增加,土壤重金属含量呈现累积,但高施肥量(60 000 kg·hm⁻²)土壤 Cr、Cd、Hg、Pb、As 5 种重金属含量仍远低于土壤 2 级标准(GB 15618—1995)。

玉米的不同部位对重金属的吸收和分配有所不同。大部分重金属滞留在根部,植株各器官重金属分

布呈现为根>茎秆>叶片>籽粒,籽粒中 Pb 和 As 均未检出;除 Cd 外,植株各器官重金属分布系数均小于 1,Cd 表现为在植株根部明显富集,分布系数达 3.221~7.036,Cr、Cd、Hg、Pb 等重金属在植株各器官分布均随着施肥量的增加而增加,而 As 在植株叶片中分布则相反;通过连续 3 年的施肥,几种重金属在各器官中的分布均未超过饲料安全标准(GB 13078—2001)。

参考文献:

- [1] 宾晓蓓,李倩.国内外城市生活垃圾处理现状与处理技术[J].北方环境,2011,23(10):42-44.
- [2] Abdel E Ghaly, Alkoaik F N. Effect of municipal solid waste compost on the growth and production of vegetable crops[J]. *American Journal of Agricultural and Biological Sciences*, 2010,5(3):274-281.
- [3] Jones D L, Chesworth S, Khalid M, et al. Assessing the addition of mineral processing waste to green waste-derived compost: An agronomic, environmental and economic appraisal[J]. *Biore-source Technology*, 2009(100):770-777.
- [4] 康少杰,刘善江,邹国元,等.污泥肥和生活垃圾肥对小麦-玉米重金属累积及产量的影响[J].土壤通报,2011,42(3):752-757.
- [5] 范海荣,华璐,王学江.城市垃圾堆肥及其复混肥对草坪草生长及土壤环境的影响[J].农业环境科学学报,2007,26(1):188-192.
- [6] Madrid F, Lo'pez R, Cabrera F. Metal accumulation in soil after application of municipal solid wastecompost under intensive farming conditions[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2007, 119: 249-256.
- [7] Walker D J, Clemente R, Bernal M P, et al. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste[J]. *Chemosphere*, 2004, 57:215-224.
- [8] Topcuoğlu B. Effects of repeated applications of sewage sludge and MSW compost on the bioavailability of heavy metals in greenhouse soil

- polish[J]. *Journal of Environmental Studies*, 2005,14(2):217-222.
- [9] 付学琴,陈霞,龙中儿.城市垃圾堆肥对高羊茅生长及土壤性质的影响[J]. *植物资源与环境学报*, 2012,21(2):96-101.
- [10] Zheljzkov V D, Warman P R. Source-separated municipal solid waste compost application to Swiss chard and basil[J]. *J Environ Qual*, 2004, 33:542-552.
- [11] 多立安,廉菲,赵树兰,等.生活垃圾堆肥基质草坪建植体系接种草坪土壤线虫多样性特征[J]. *生态学报*, 2009,29(4):1725-1730.
- [12] 苏春田,唐健生,潘晓东,等.重金属元素在玉米植株中分布研究[J]. *中国农学通报*, 2011,27(8):323-327.
- [13] 陈燕,刘晚苟,郑小林,等.玉米植株对重金属的富集与分布[J]. *玉米科学*, 2006,14(6):93-95.
- [14] 邵华伟,徐万里,孔江江,等.乌鲁木齐市生活垃圾调查及评价[J]. *环境卫生工程*, 2009(5):102-105.
- [15] Dong F, Lu Y, Zhang J G, et al. Soil arsenic concentration in paddy fields and its transfer to rice grain in Pearl River Delta [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009,18(6):2137-2140.
- [16] 黄益宗,郝晓伟,雷鸣,等.重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. *农业环境科学学报*, 2013,32(3):409-417.
- [17] Park J H, Lamb D, Paneerselvam P, et al. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soils [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185:549-574.
- [18] Zaniewicz-Bajkowska A, Rosa R, Franczuk J, et al. Direct and secondary effect of liming and organic fertilization on cadmium content in soil and in vegetables[J]. *Plant Soil and Environment*, 2007, 53(11): 473-481.
- [19] Park J H, Lamb D, Paneerselvam P, et al. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal contaminated soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185: 549-574.
- [20] Zheljzkov V D, Warman P R. Phyto-availability and fractionation of copper, manganese, and zinc in soil following application of two composts to four crops[J]. *Environ Pollut*, 2004, 131:187-195.
- [21] Pare T, Dinel H, Schnitzer M, et al. Extractability of trace metals during co-composting of biosolids and municipal solid wastes[J]. *Biol Fertil Soils*, 1999, 29:31-37.
- [22] Liviana Leita, Maria De Nobili. Water-soluble fractions of heavy metals during composting of municipal solid waste[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1991, 20(1):73-78.
- [23] Zhu Y, Yu H, Wang J L, et al. Heavy metal accumulations of 24 asparagus bean cultivars grown in soil contaminated with Cd alone and with multiple metals (Cd, Pb and Zn)[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2007, 55:1045-1052.
- [24] 王兆炜,南忠仁,赵转军,等.干旱区绿洲土壤 Cd、Pb 单一与复合污染下芹菜重金属累积特征研究[J]. *土壤通报*, 2011, 42(5):1256-1262.
- [25] Hasan S A, Fariduddin Q, Ali B, et al. Cadmium: Toxicity and tolerance in plants[J]. *Journal of Environmental Biology*, 2009, 30(2): 165-174.
- [26] 李静,依艳丽,李亮亮,等.几种重金属(Cd、Pb、Cu、Zn)在玉米植株不同器官中的分布特征[J]. *中国农学通报*, 2006, 22(4):244-247.

广西桂林市全州县测土配方施肥水稻“3414” 肥料效应田间试验结果分析

秦荣昆

(广西省桂林市全州县农业局, 广西 全州 541500)

摘要:在广西桂林市全州县中等肥力土壤上的5年试验结果表明:水稻栽培增施N、P、K三要素肥料均具有增产效果,增产增幅 $N>K>P$;全州县水稻栽培推荐的最大施肥量分别为 $N 12.7 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $P 4.0 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $K 9.5 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$;最佳施肥量分别为 $N 11.7 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $P 3.5 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $K 7.5 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$ 。本研究结果为全州县测土配方施肥成果应用提供了依据。

关键词:测土配方施肥;水稻;“3414”试验;肥料效应

中图分类号:S147.21

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2013)06-0064-04

Field Test Results Analysis of the Effects of Formulated Fertilization on Rice in Quanzhou, Guilin City, Guangxi Province, China

QIN Rong-kun

(Quanzhou Agricultural Bureau, Quanzhou 541500, China)

Abstract: The five years experimental results of formulated fertilization in Quanzhou, Guilin City, Guangxi province showed that increasing fertilization of N, P, K for rice cultivation could increase production. The effect of increasing production was $N>K>P$. In Quanzhou County recommended max fertilizing quantity of N, P, K for rice cultivation was $N 12.7 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $P 4.0 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $K 9.5 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$ and the optimum fertilizing quantity of N, P, K was $N 11.7 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $P 3.5 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $K 7.5 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$. This research provided the basis for application of formulated fertilization in Quanzhou County.

Keywords: formulated fertilization; rice; “3414” test; fertilizer effect

2008—2012年,广西省桂林市全州县承担了农业部测土配方施肥重点工程项目,按照农业部“测土配方施肥项目的技术规范”^[1]和“广西壮族自治区‘3414’肥效田间试验总体方案”要求,连续5年在水稻田中进行了N、P、K 3因素4水平14个处理(简称“3414”)肥料效应试验研究,探讨了全州县水稻需肥规律,建立了水稻不同施肥分区肥料效应模型,为配方设计、施肥建议卡制定及施肥指标体系建立,提供了科学依据,

1 材料和方法

1.1 供试土壤与品种

试验选择在全州县范围不同乡镇、不同土壤类型

与不同水稻品种进行,试验田选择肥力均匀一致、排灌方便的田块,试验前对试验田取耕层混合样进行土壤常规5项分析化验,肥力中等,试验田基本情况见表1。

1.2 试验设计处理

试验采用自治区测土办“3414”肥料效应完全试验方案,试验设计是3因素4水平14个处理,3次重复,计42个小区,随机区组排列,外围设立保护行。处理设计中,“N”指纯N,“P”指 P_2O_5 ,“K”指 K_2O ,0水平指不施肥,2水平为当地推荐的适量水平施肥量,1水平(指施肥不足)=2水平 $\times 0.5$,3水平(指过量施肥)=2水平 $\times 1.5$ 。本试验设计适量水平以试验田常年产量 $400 \sim 450 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$ 。推荐当地适量水平施肥量 $N_{10}P_4K_8(\text{kg})$ 而计算出实施中各处理配比,试验设计各处理见表2。

1.3 供试肥料

N肥用尿素(含N46%),P肥用普钙(含 P_2O_5 16%);

收稿日期:2013-05-30

基金项目:农业部2008年测土配方施肥补贴项目(农办财[2008]54号)

作者简介:秦荣昆(1965—),男,农艺师,从事土壤肥料推广工作。

E-mail:qrk4814951@163.com

表1 试验田块基本情况

年份	试验地点	供试土种	土壤基础养分					供试品种	糙别
			有机质/g·kg ⁻¹	全N/g·kg ⁻¹	P ₂ O ₅ /mg·kg ⁻¹	K ₂ O/mg·kg ⁻¹	pH 值		
2008	绍水五里塘	潞育黄泥田	33.8	1.961	9.6	98.2	5.7	金优 191	早稻
	龙水安陂	潞育潮沙泥田	33.7	1.887	14.2	53.1	5.9	金优 299	晚稻
2009	龙水百福	石灰性泥肉田	32.7	1.831	25.3	99.9	5.8	淦鑫 206	早稻
	才湾大塘屋	潞育沙泥田	35.0	2.032	13.9	85.5	5.9	T98 优 207	晚稻
2010	永岁石岗	潞育潮沙泥田	32.7	1.831	12.7	72.0	5.9	T 优 463	早稻
	永岁桐福	潞育沙泥田	33.2	1.826	14.3	77.0	5.8	T98 优 207	晚稻
2011	龙水桥渡	潞育潮沙泥田	31.8	1.876	10.2	55.0	5.8	淦鑫 202	早稻
	石塘蒋家岭	潞育棕泥田	26.8	1.554	12.1	69.0	6.4	T 优 563	晚稻
2012	文桥栗水	潞育潮沙泥田	23.6	1.369	16.8	98.3	6.2	陆两优 28	早稻
	庙头宜湘河	潞育潮沙泥田	29.9	1.674	17.3	83.2	6.1	青优 119	晚稻

表2 试验设计处理表

处理编号	处理内容 (因素组合)	因素对应水平			处理配 比/kg
		N	P	K	
1	N ₀ P ₀ K ₀	0	0	0	CK
2	N ₀ P ₂ K ₂	0	2	2	P ₂ K ₂
3	N ₁ P ₂ K ₂	1	2	2	N ₁ P ₂ K ₂
4	N ₂ P ₀ K ₂	2	0	2	N ₂ K ₂
5	N ₂ P ₁ K ₂	2	1	2	N ₂ P ₁ K ₂
6	N ₂ P ₂ K ₂	2	2	2	N ₂ P ₂ K ₂
7	N ₂ P ₃ K ₂	2	3	2	N ₂ P ₃ K ₂
8	N ₂ P ₂ K ₀	2	2	0	N ₂ P ₂
9	N ₂ P ₂ K ₁	2	2	1	N ₂ P ₂ K ₁
10	N ₂ P ₂ K ₃	2	2	3	N ₂ P ₂ K ₃
11	N ₃ P ₂ K ₂	3	2	2	N ₃ P ₂ K ₂
12	N ₁ P ₁ K ₂	1	1	2	N ₁ P ₁ K ₂
13	N ₁ P ₂ K ₁	1	2	1	N ₁ P ₂ K ₁
14	N ₂ P ₁ K ₁	2	1	1	N ₂ P ₁ K ₁

K 肥用氯化钾(含 K₂O 60%),施肥方式撒施。各处理施肥中,P 肥全部作基肥;K 肥 50%作基肥,50%作分蘖肥;N 肥采用“前七后三”施肥法,基肥 30%,分蘖肥 40%,幼穗肥(幼穗分化初期)20%,粒肥(齐穗期)10%。各处理小区肥料实际施用量按小区面积计算,保护行在稍低于 2 水平[N₁₀P₄K₈(kg)]施肥量进行

施肥。基肥在插秧前整地时全层深施,追肥结合浅水耘田撒施而使土肥相融,防止肥分损失,试验各处理小区不施用有机肥。

1.4 田间规划、栽培措施及其他

小区面积 20 m²,长 5 m×宽 4 m;小区田埂高 20 cm,宽 20 cm,设置 2 条排灌沟,排灌沟宽 50 cm,深 30 cm。试验田块筑实筑高小区间的隔离田埂,田埂包覆厚塑料膜,保证小区田埂在整个试验期间确实起到水、肥阻隔,肥水互不漫串、渗透作用。各小区的灌水、排水统一通过专用排灌沟进行,确保各处理小区单灌、单排;栽培规格:株行距 16.7 cm×23.4 cm,每小区 17 行,每行 30 株(1.70 万株·666.7m⁻²),每株 3~4 苗;栽培措施如中耕除草、杀虫防病、排水、露晒田等均在一致条件下进行。早稻试验于 4 月底—5 月 5 日前插秧,7 月 15 日—25 日收割;晚稻于 7 月 20 日—7 月 31 日前插秧,10 月 21 日—30 日收割。每个小区单打、单晒称重计产,收割前,对不同处理进行植株室内经济性状考察。

2 结果与分析

2.1 产量结果

5 年试验产量综合平均结果见表 3。从表 3 得知:各施肥小区比对照区分别有不同的增产效果,说明增

表3 产量结果统计(kg·666.7 m⁻²)

项目	处理号 (重复编号)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
		N ₀ P ₀ K ₀	N ₀ P ₂ K ₂	N ₁ P ₂ K ₂	N ₂ P ₀ K ₂	N ₂ P ₁ K ₂	N ₂ P ₂ K ₂	N ₂ P ₃ K ₂	N ₂ P ₂ K ₀	N ₂ P ₂ K ₁	N ₂ P ₂ K ₃	N ₃ P ₂ K ₂	N ₁ P ₁ K ₂	N ₁ P ₂ K ₁	N ₂ P ₁ K ₁
籽粒产量	1	318.3	336.7	493	538.4	570	555	571.7	476.7	513.4	558.3	586.7	480	471.7	533.4
	2	288.3	299.7	446	544.4	549.7	542	544.4	466.4	559.7	546	545.4	465	446	527.7
	3	290	308.3	455	523.4	536.7	550	528.4	493.4	521.7	541.7	558.4	417	411.7	515
	平均	298.9	314.9	465	535.4	552.1	549	548.2	478.8	531.6	548.7	563.5	454	443.1	525.4

施肥料增产效果明显。从 2、3、6、11(不同 N 水平,P、K 适量)处理得知: N_1-N_0 增产 47.63%, N_3-N_2 增产 2.64%,说明适量增施 N 肥增产效果明显,N 肥超量时增产效果不显著;从 4、5、6、7(不同 P 水平,N、K 适量)处理得知: P_1-P_0 增产 3.12%;从 6、8、9、10(不同 K 水平,P、K 适量)处理得知, K_1-K_0 增产 11.03%。产量结果表明:增施 N 肥效果最明显,K 次之,最后是 P。

2.2 方差分析

将试验所得的产量结果进行方差分析,方差分析结果如表 4 所示,处理间 F 值 87.08,大大超过了 $F_{0.01}$,达到极显著水准,说明各处理平均数间有些处理或部分处理平均区间的差异达到极显著水准。

2.3 肥料效应分析

从表 5 可以看出,缺氮区产量占最佳施肥区产量的 57.36%,缺磷区产量占最佳施肥区产量的 97.52%,缺钾区产量占最佳施肥区产量的 87.21%,说明本试验氮是限制产量的主要因子,其次是钾,再次是磷。

2.4 施肥模型建立,最佳施肥量和最大施肥量确定

2.4.1 氮磷钾效应模型

通过回归分析,可得出氮磷钾肥的三元二次回归方程模型:

$$Y=297.6912+34.0747X_1-3.92X_2+5.465X_3-1.324X_1^2-0.4604X_2^2-0.6901X_3^2-0.0975X_1X_2+0.3813X_1X_3+1.2202X_2X_3$$

式中, Y 为产量, X_1 为施氮量、 X_2 为施磷量、 X_3 为施钾量。

对该回归方程进行显著性检验: $F=212.8484$,说明氮磷钾肥施用量与产量有显著的回归关系,可以用

表 4 早稻“3414”试验方差分析

变因	自由度	平方和	均方	F 值	$F_{0.05}$	$F_{0.01}$
区组间	2	4 608.56	2 304.28	9.07	3.37	5.53
处理间	13	287 617.4	22 124.42	87.08	2.12	2.91
机误项	26	6 605.69	254.07			
总变异	41	298 831.7				

该回归方程确定氮磷钾肥的最大施肥量和最佳施肥量。根据回归方程计算得出氮磷钾最大施肥量分别为: $N_{最大}=12.72 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $P_{最大}=4.00 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $K_{最大}=9.50 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$,氮磷钾最佳施肥量分别为: $N_{最佳}=11.77 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $P_{最佳}=4.00 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $K_{最佳}=8.00 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$ 。

2.4.2 氮效应模型

在磷钾施用量固定的情况下,对不同施氮处理进行回归分析,得出氮的一元二次回归模型:

$$Y=314.715+36.923X_1-1.355X_1^2(F \text{ 值}=28 507.496 7)$$

式中, Y 为产量, X_1 为施氮量。

应用氮的一元二次回归方程计算得出氮的最大施肥量与最佳施肥量分别为: $N_{最大}=13.45 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $N_{最佳}=12.73 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$ 。

2.4.3 磷效应模型

在氮钾施用量固定的情况下,对不同施磷处理进行回归分析,得出磷的一元二次回归模型:

$$Y=536.505+8.3275X_2-1.0938X_2^2(F \text{ 值}=2.843 2)$$

式中, Y 为产量, X_2 为施磷量。

应用该一元二次回归方程计算出磷的最大施肥量与最佳施肥量分别为: $P_{最大}=3.81 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $P_{最佳}=3.04 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$ 。

2.4.4 钾效应模型

在氮磷施用量固定的情况下,对不同施钾处理进行回归分析,得出钾的一元二次回归模型:

$$Y=479.685+15.6338X_3-0.8297X_3^2(F \text{ 值}=104.811 0)$$

式中, Y 为产量, X_3 为施钾量。

应用该一元二次回归方程计算出钾的最大施肥量与最佳施肥量分别为: $K_{最大}=9.42 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$, $K_{最佳}=8.17 \text{ kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$ 。

2.4.5 最大施肥量与最佳施肥量的确定

从三元二次方程得出的氮磷钾最大和最佳施肥量结果偏高,综合氮磷钾各养分的一元二次模型及线性平台分析得出的最大施肥量和最佳施肥量见表 6。

表 5 肥料效应($\text{kg} \cdot 666.7 \text{ m}^{-2}$)

项目	氮肥			磷肥			钾肥		
	N_1-N_0 (3-2)	N_2-N_1 (6-3)	N_3-N_2 (11-6)	P_1-P_0 (5-4)	P_2-P_1 (6-5)	P_3-P_2 (7-6)	K_1-K_0 (9-8)	K_2-K_1 (6-9)	K_3-K_2 (10-6)
增产	150	84.1	14.5	16.7	-3.1	-0.8	52.8	17.4	-0.3
增产率/%	47.6	18.1	2.6	3.1	-0.6	-0.1	11	3.3	-0.1
增型		递减型			递减型			递减型	
地力贡献率/%	54.4								

表6 最佳施肥量推荐表(kg·666.7 m⁻²)

项目	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	最佳产量	最高产量
三元二次	12.7	4.0	9.5	496.8	500.5
一元二次	12.7	3.0	8.2	481.5	483.1
线性平台	9.8		4.9	477.5	477.5
综合推荐	11.7	3.5	7.5	485.2	487.0

3 结论

水稻应用测土配方施肥技术“3414”完全设计试验方案,在中等肥力土壤条件下种植杂交水稻组合,应用三元二次及一元二次回归方程分析程序,依据全州县5年来肥料稻谷综合平均价:纯氮5.65元·kg⁻¹, P₂O₅6.88元·kg⁻¹, K₂O7.33元·kg⁻¹,稻谷价1.94元·kg⁻¹计,对各产量系数进行方差分析和显著性检验,显示达到极显著水准,说明施肥与产量之间存在显著的回归关系。综合上述三元二次、一元二次及线性平台分析结果,最高产量N、P、K最大施肥量分别为:N_{最大}为12.7 kg·666.7 m⁻², P_{最大}为4.0 kg·666.7 m⁻², K_{最大}为9.5 kg·666.7 m⁻²;最佳产量施肥量分别为:N_{最佳}11.7 kg·666.7 m⁻², P_{最佳}3.5 kg·666.7 m⁻², K_{最佳}7.5 kg·666.7 m⁻²。

本试验研究表明,在中等肥力土壤不施用有机肥

料情况下,种植杂交水稻,施用N、P、K三要素肥料,影响经济产量和经济效益的顺序是N>K>P,磷肥施用在增产、增幅、增效上均不理想。试验认为,水稻生产上N、P、K肥料不同用量配比直接影响水稻产量和经济效益提高,而所谓“最佳施肥”、“最高施肥量”只是一个相对数值,受其土壤理化性状和肥力水平、水稻品种、目标产量、栽培管理、不同年份的产品价格和农资价格差异等诸多因素的影响,因此,水稻生产上N、P、K三要素配方施肥和施肥模型构建应考虑当地农业生产实际进行调整。建议在施用有机肥(或绿肥)1000 kg·666.7 m⁻²的基础上,施肥原则以N、K为主,适量施用P肥。推荐早、晚稻栽培纯N施用量以9~10 kg·666.7 m⁻²糙;K施用量6~7 kg·666.7 m⁻²糙;P肥施用量3 kg·666.7 m⁻²糙左右为宜,从而获得最佳经济产量、最大施肥利润,达到节本增效,提高产量及经济效益的目的。

参考文献:

- [1] 高祥照,马常宝,杜森.测土配方施肥技术[M].北京:中国农业出版社,2005:4-5.

美国环保署农药地下水风险评估模型

文伯健, 李文娟*, 程敏

(中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

摘要:在介绍美国农药环境风险评估的概念、分级、地下水农药监测情况及水资源的立法保护等基础上,重点阐述了美国环保署在农药登记管理过程中使用的2个地下水风险评估模型,即SCI-GROW和PRZM-GW模型。SCI-GROW是以好氧条件土壤半衰期和土壤有机碳分配系数为自变量的经验线性回归模型,而PRZM-GW则是描述农药在土壤中运动的一维、有限差分模型。本文通过对美国环保署这2个特点鲜明的模型的介绍,希望能为我国的农药地下水风险评估及模型的开发提供一个新视角。

关键词:农药;环境风险评估;模型;SCI-GROW;PRZM-GW;美国

中图分类号:X820.4

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2013)06-0068-06

The Groundwater Risk Assessment Models for Pesticide for USEPA

WEN Bo-jian, LI Wen-juan*, CHENG Min

(Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: Groundwater risk assessment of pesticide in the USA is characteristic. A profile of the groundwater risk assessment of pesticide in the USA was introduced, including the concepts and the tiers of the groundwater risk assessment, the results of groundwater monitoring, the legislations of water resource protection, and etc. The groundwater risk assessment models, SCI-GROW and PRZM-GW, which are used in pesticide management by USEPA were elaborated. SCI-GROW is an empirical linear regression model that takes aerobic soil metabolism half-life and soil organic carbon partition coefficient as the independent variables. PRZM-GW is a one-dimensional, finite-difference model. The paper aims to provide new vision in groundwater risk assessment of pesticide for developing our own models that fit China's agricultural practice and pesticide application.

Keywords: pesticide; environmental risk assessment; model; SCI-GROW; PRZM-GW; USA

如何有效地控制农药对地下水构成的风险是一个引起广泛关注的问题。农业生产过程中,总有一定比例的农药会在施用后通过淋溶进入地下水。地下水是世界上很多地区的饮用水源,因此当农药在地下水中的浓度超过一定限量时,就会对人类健康造成风险。由于地下水的地理特征,地下水的污染治理十分困难。利用暴露模型对农药地下水风险进行快速有效的评估,根据评估结果进行严格的农药登记,是防患

于未然的有效途径之一。

世界上很多发达国家和地区都已建立各自的农药环境风险评估体系,开发出各具特色的风险评估模型。其中,以欧盟和美国的模型最具代表性。欧盟的模型开发者大多遵守反吝啬原则(Anti-parsimony Principle),认为模型的内涵应当足够丰富以正确反映事物联系的复杂性。因此,在欧盟的模型构建过程中,选取的变量全面,开发出的模型也比较复杂,比如欧盟的农药地下水风险评估模型PEARL(Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales)。美国模型开发者一般秉承吝啬原则(Law of Parsimony),认为如果某一因素足以解释事物的特性,则不应当接受比这更多的因素。因此,在美国的模型构建过程中,选取的变量较少,开发出的模型相对精简,例如美国的农

收稿日期:2013-07-16

基金项目:公益性行业(农业)科研专项“农药风险评估综合配套技术研究”(20090354-05)

作者简介:文伯健(1986—),男,四川安岳人,硕士研究生,主要从事农药地下水风险评估研究。E-mail:wenbojian@qq.com

*通信作者:李文娟 E-mail:liwenjuan@caas.cn

药地下水风险评估模型 SCI-GROW (Screening Concentration in Ground Water) 和 PRZM-GW (Pesticide Root Zone Model-Ground Water)。本文将对美国环保署 (U. S. Environmental Protection Agency, USEPA) 农药地下水风险评估的相关内容及其使用的模型 SCI-GROW 和 PRZM-GW 进行介绍。

1 美国农药地下水风险评估相关概念

USEPA 把农药环境风险评估 (Pesticide Environmental Risk Assessment) 定义为就农药对生态环境产生不良效应的可能性进行评估的过程,该过程分为问题描述 (Problem Formulation)、分析 (Analysis) 和风险表征 (Risk Characterization) 3 个部分。问题描述需要确定保护目标,收集必要的信息,制定风险分析和表征计划,得到评估终点和概念模型;分析是指通过将数据进行评估,确定暴露可能发生的方式和程度 (暴露分析) 和预期发生的生态效应的类型和程度 (生态效应分析);风险表征是对各种假设、不确定性、分析的有效性和局限性进行总结,最终得到关于生态危害、不确定性和支持证据的风险描述^[1]。

在进行农药水环境风险评估时,国际上多采用分级的评估方法,即由初级风险评估向高级风险评估过渡。如果初级风险评估的结果显示某种农药没有不可接受的风险,即终止评估,予以登记;如果初级风险评估结果显示某种农药具有不可接受的风险,则需要进入更高一级的风险评估。初级风险评估比较保守,预测浓度往往比实际环境中的浓度要高很多。高级风险评估需要更多的数据、使用更复杂的模型或进行实际监控研究,其评估结果更接近农药的实际应用情况^[2]。

美国农药水环境风险评估分为 4 级 (Tier), 每级的结构相近,都包括问题描述、分析和风险表征 3 个部分。Tier I: 筛选。初级评估主要需筛选出低风险农药,通过保守的模型预测来识别农药对水环境 (以敏感物种为代表) 可能构成的风险。Tier II: 包括基本时空因子的风险表征。在 Tier I 的基础上提供更详细的农药的物理、化学和环境行为数据,评估农药使用中由于环境条件变化而造成的风险随时间、空间而变化的情况。Tier III: 精确估计风险及其不确定性。在 Tier II 的基础上进行更细致、精确的工作,包括慢性毒性研究、实验室或田间模拟环境行为研究、制定详尽的风险管理措施。Tier IV: 复杂的模拟和减少风险措施的有效性研究,常包括多方面的试验和监测计划,以确切地描述毒性或暴露的关键方面的特征^[3]。

2 美国地下水农药监测及相关立法

20 世纪 70 年代美国便在其地下水中发现了农药残留,并随后开始对地下水中的农药进行系统地调查与监测。1979 年,美国在加利福尼亚州的井水中发现二溴氯丙烷,在纽约的井水中发现灭敌威。1986 年,美国在其 24 个州的地下水监测中,共计检出 19 种农药,并因此关闭了数千口饮用水井^[4]。1992—1999 年,美国地质调查局 (U. S. Geological Survey, USGS) 对全美 1 255 口家庭水井和 242 口公共水井的水质调查结果表明,农药的检出率为 38% (检出标准为 $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), 超过美国最大污染浓度 (Maximum Contaminant Level, MCL) 的农药有 4 种,其中狄氏剂检出率最高,在公共水井中的检出率达 1.3%^[5]。1993—2007 年,USGS 对全美 932 个公共水井的水质监测结果显示,检出率超过 1% (检出标准为 $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 的农药及其代谢产物有 4 种,其中,莠去津的检出率达 2.0%^[6]。

农药在地下水中被相继检出,引起了美国公众的广泛关注,促使美国在立法层面控制农药对地下水构成的风险。1988 年,美国通过《联邦杀虫剂、杀菌剂、灭鼠剂法案》(The Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act, FIFRA) 修正案,要求在农药进入市场前,农药厂家必须向 USEPA 提供农药的相关数据,以评估农药对地下水的淋溶风险^[7]。《饮用水安全法》(The Safe Drinking Water Act, SDWA) 1996 年修正案则明确要求保护包括地下水在内的饮用水源,要求 USEPA 逐步制定饮用水中污染物浓度 (包括农药) 的法定限量^[8]。1996 年,美国通过《食品质量保护法》(The Food Quality Protection Act, FQPA), 要求 USEPA 对美国现正在使用的上百种农药对地下水 (饮用水源) 的风险进行快速、定量评估,该法案直接推动了农药地下水风险评估模型在 USEPA 农药登记管理过程中的应用^[9]。

3 USEPA 农药地下水风险评估模型

USEPA 农药环境风险评估模型分为水环境模型、陆地环境模型、大气模型和健康影响模型 4 类。其中,水环境模型共计 11 个,用于评估农药在食物、水、非靶标生物体、居住和职业环境中的浓度。在水环境模型中,地下水风险评估模型有 2 个,分别是 SCI-GROW 模型和 PRZM-GW 模型。

3.1 SCI-GROW 和 PRZM-GW 模型应用方案

在农药水环境风险评估中,判断农药是否需要进

入更高级风险评估的标准是通过模型计算的地下水中的农药预测浓度 (Estimated Drinking Water Concentrations, EDWCs) 是否超过关注水平 (Level of Concern, LOC)。SCI-GROW 模型和 PRZM-GW 模型分别应用于初级和中级 (Tier I 和 Tier II) 农药地下水风险评估, 其使用方法见图 1^[10]。USEPA 目前还没有开发出适用于高级农药环境风险评估 (Tier III 和 Tier IV) 的模型, 在高级农药环境风险评估时, USEPA 主要采用制定风险缓解措施并进行其有效性研究, 开展广泛的地下水监测等方法。

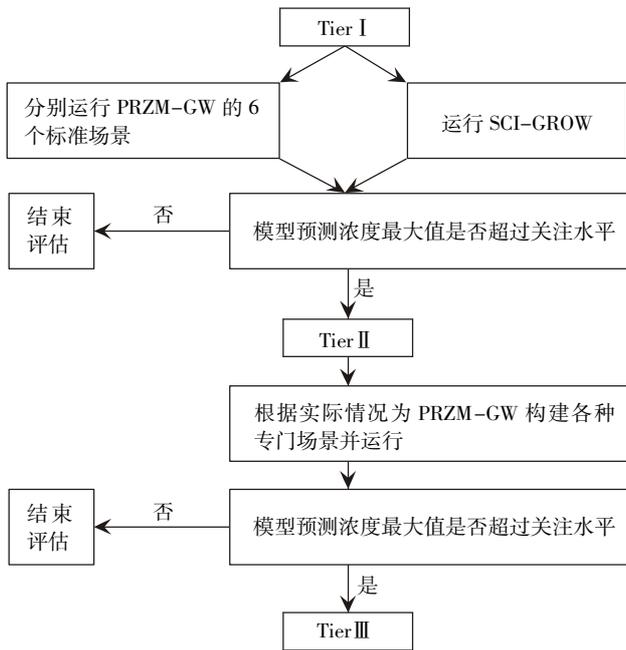


图 1 地下水农药风险评估模型使用流程

3.2 SCI-GROW 模型

SCI-GROW 模型是 USEPA 于 1997 年正式发布, 用于 Tier I 农药地下水风险评估^[11], 经过不断修正和完善, 目前的应用版本为 SCI-GROW 2.3。

SCI-GROW 是一个经验线性回归模型。1986 年, 美国加利福尼亚州食品和农业局 (California Dept. of Food and Agriculture, CDFA) 以是否在地下水中检出为标准, 将 44 种农药划分为淋溶、不淋溶与淋溶待定 3 种类型^[12]。1989 年, Gustafson 以 CDFA 这 44 种农药检测结果为基础数据, 以农药好氧条件土壤半衰期 ($t_{1/2}$) 和土壤有机碳分配系数 (K_{oc}) 为变量, 将变量进行对数化处理然后制图分析, 确定了地下水污染指数 (Groundwater Ubiquity Score, GUS), 用于评估农药对地下水的淋溶风险。 $GUS = \lg(t_{1/2}) \times [4 - \lg(K_{oc})]$, 其中: $GUS > 2.8$ 为淋溶; $GUS < 1.8$ 为不淋溶; $1.8 < GUS < 2.8$ 为

淋溶待定^[13]。在 GUS 等式的基础上, USEPA 的农药程序办公室 (Office of Pesticide Programs, OPP) 将美国地下水监测数据进行回归分析, 开发出 SCI-GROW 模型, 其核心回归方程为: $P_{GW} = 10^{(-2.241 + 0.61 \times RILP)}$, 其中: P_{GW} 为地下水中的农药浓度, $RILP$ (Relative Intrinsic Leaching Potential) 为农药相对内在淋溶潜力。 $RILP = [\lg(t_{1/2}/6)] \times [\lg(K_{oc} + 5)]$, $t_{1/2} < 6$ d, $K_{oc} < 9\ 995$ mL·g⁻¹; $RILP = [\lg(t_{1/2} - 5)] \times [4 - \lg(K_{oc} + 5)]$, $6 \leq t_{1/2} \leq 1\ 500$ d、 $K_{oc} < 9\ 995$ mL·g⁻¹; $RILP = \lg[1\ 500] \times [4 - \lg(K_{oc} + 5)]$, $t_{1/2} > 1\ 500$ d, $K_{oc} < 9\ 995$ mL·g⁻¹。

SCI-GROW 模型的基础数据来源于遍布美国的地下水监测点, 这些站点均具有很高的农药地下水脆弱性。农药地下水脆弱性是指农药在施用后进入地下水的倾向性与可能性^[14]。这些地下水监测点的高农药地下水脆弱性主要由较高的土壤剖面的砂含量、较低的土壤的有机质含量和粘土含量、充足的淋溶水量以及较浅的地下水位构成。各构成部分的具体数值为: 土壤剖面的砂含量为 70%~100% (地表 0.3 m, 平均 89%); 粘土含量低于 10% (地表 0.3 m, 平均 4%); 土壤有机质含量小于 2% (地表 0.3 m, 平均 0.9%); 地下水深度在 2.4~7.6 m (平均 4.6 m) 之间; 各站点通过灌溉提供充足的水量使其高于平均降雨量 (在灌溉区域, 提供额外 10%~20% 的平均灌溉量), 在农药使用后的前 3 个月, 站点的降水量加灌溉量平均为 44 cm^[15]。

SCI-GROW 模型运行需要输入的数据有: 好氧条件土壤半衰期、土壤有机碳分配系数、农药最大使用量以及使用次数。模型的输出结果是地下水中的农药浓度 (90 d 模拟的均值)^[15]。

3.3 PRZM-GW 模型

PRZM-GW 模型在 PRZM 模型的基础上开发而成。PRZM 模型是 USEPA 在 1984 年发布的用于模拟化合物在作物根区及根区以下区域运动的模型。此后, USEPA 陆续发布了 PRZM2 版本 1.00 (1992 年)、PRZM3 测试版 3.12 (1998 年)、PRZM3 版本 3.12.3 (2006 年)^[19]。2012 年, USEPA 与加拿大农药管理监管机构 (Canada's Pesticide Management Regulatory Authority, PMRA) 合作, 开发出 PRZM-GW, 用于农药登记管理过程中 Tier I 和 Tier II 农药地下水风险评估。

PRZM-GW 模型是描述农药在土壤中运动的一维、有限差分 (one-dimensional, finite-difference) 模型。该模型模拟农药施用后随降雨和灌溉进入土壤, 在土壤向下淋溶进入地下水的过程。PRZM-GW 模

型以 PRZM 模型为基础,PRZM 模型中,土壤中各个土层的水分运动描述为:表层土壤水分=表层土壤含水量+降雨+雪融-植物截留-地表径流-蒸发蒸腾-向下渗透;根区层土壤水分=根区层土壤含水量+表层土壤渗透-蒸发蒸腾-向下渗透;根区层以下层土壤水分=根区以下层土壤含水量+根区层渗透-向下渗透^[20]。影响农药向下淋溶最终进入地下水的因素很多,该模型的开发者选出用于构建模型的主要因素有:气象,包括降雨、蒸发、温度、风速、太阳辐射;农事操作,考虑灌溉;作物,包括郁闭度、根深;土壤剖面,包括土壤温度、土壤质地、地下水水位、田间持水量;农药降解,包括土壤有氧代谢(地表下 1 m 内,代谢率随深度递减)、水解(地表下 1 m 以下,水解率不随深度变化而变化);农药扩散,仅考虑垂直方向^[21]。

场景(Scenario)是 PRZM-GW 模型在进行农药地下水风险评估时的运行平台,是描述模型输入参数空间特征(气象、土壤、作物特征)的数据集。标准场景是 PRZM-GW 在进行 Tier I 风险评估时的运行平台,具有很高的地下水脆弱性,包括地下水埋深小于 30.5 m,高的净淋溶量(降雨量明显大于蒸发量),以及其他利于农药在土壤中留存的特性等。USEPA 目前一共为 PRZM-GW 建立了 6 个标准场景,分别是:德尔马瓦半岛甜玉米地下水场景、佛罗里达州柑橘地下水场景、佛罗里达州马铃薯地下水场景、佐治亚州南部滨海平原花生地下水场景、北卡罗来纳州东部滨海平原棉花地下水场景、威斯康辛州玉米地下水场景^[21]。

如前所述,PRZM-GW 模型可以用于 Tier I 和 Tier II 2 个级别的农药地下水风险评估,但需要在实际应用时注意使用方法上的差别。进行 Tier I 风险评估时,将农药相关数据直接输入到上述 6 个标准场景中运行,取各场景点饮用水中的预测浓度(Estimated Drinking Water Concentrations, EDWCs)的最大值进行风险评估。而进行 Tier II 风险评估时,根据中级风险评估的要求,需要评估风险随环境条件变化而变化的情况。因此,在利用 PRZM-GW 模型进行 Tier II 风险评估之前,需要根据实际情况先对模型的某些方面进行调整,以使模型模拟过程更符合农药的实际施用情况。调整的措施有很多,最主要措施为开发能代表该农药使用的地点实际情况的典型场景;其次是确定 Tier I 没有考虑的农药在表土中的其他降解和吸附过程,衡量农药的多年重复使用情况,考虑饮用水井和农药施用点间距离的缓冲作用,探索暴露的持续时间^[10]。

PRZM-GW 模型运行需要输入的数据有:农药使用量、使用次数、使用时间、多年重复使用情况、水解半衰期、好氧条件土壤半衰期、土壤有机碳分配系数。输出结果是地下水中农药浓度的最高日值、地下水中农药浓度的模拟均值、农药进入地下水的时间、流动率(模拟中估算的孔容积/阻滞因素)^[10]。

3.4 SCI-GROW 和 PRZM-GW 模型的预测结果分析

PRZM-GW 模型开发者将 66 种农药的相关数据分别代入 SCI-GROW 和 PRZM-GW,将 2 个模型的预测结果与国家水环境质量评估(National Ambient Water Quality Assessment, NAWQA)项目的实际监测结果进行对比。2 个地下水模型的预测结果相比,PRZM-GW 模型的预测结果整体上高于 SCI-GROW 模型,造成的原因可能有:SCI-GROW 模型建模时仅考虑了土壤有机碳分配系数和好氧条件土壤半衰期 2 个因素,而 PRZM-GW 模型考虑了更多的因素;SCI-GROW 模型仅考虑农药 1 年的使用,而 PRZM-GW 模型则可以考虑农药的多年重复使用情况。和 NAWQA 的监测数据相比,PRZM-GW 模型的预测结果具有较高的保护性^[10]。总之,PRZM-GW 模型的预测结果更具保护性。

3.5 SCI-GROW 和 PRZM-GW 模型评价

SCI-GROW 模型在众多影响因素中仅选出好氧条件土壤半衰期和土壤有机碳分配系数来评估农药对地下水的风险,很好地诠释了美国模型构建的吝啬原则。作为 USEPA 使用的第一个农药地下水风险评估模型,SCI-GROW 模型输入变量少,操作简便,用户可快速对某种农药对地下水的风险进行定量评估,且预测结果具有较高的保护性,使其除 USEPA 农药登记管理官方使用外,也被其他学者和机构所接受,用于农药地下水风险评估^[16-17]。作为 USEPA 早期开发的模型,SCI-GROW 模型也存在一定的不足。首先,在模型构建理论方面存在瑕疵。SCI-GROW 模型以 GUS 等式为理论基础回归而成,GUS 等式依据加利福尼亚州的 44 种农药监测结果开发,其核心在于区分农药是否具有淋溶入地下水的潜能,通过该等式反推地下水中农药浓度,已经在一定程度上超出了 GUS 等式的应用范围;其次,SCI-GROW 模型能否直接应用于我国的农药地下水风险管理仍需讨论。SCI-GROW 模型由美国的实际监测数据回归而成,反映美国地下水中的农药情况。农药淋溶进入地下水的过程受到气象、土壤、农业生产方式等多方面影响,这些方面我国和美国存在巨大差异。程燕等^[18]用 SCI-GROW

模型对我国福建省甘蔗种植区5种常用农药对地下水构成的风险进行预测,并把预测结果与实际最高监测结果进行对比。结果显示:5种农药的模型预测结果与该农药的实际最高监测结果十分接近。但是,SCI-GROW作为Tier I风险评估模型,其预测结果必须具有很高的保护性,一般要求其预测结果要在数量级上高于实际监测结果。因此,SCI-GROW模型不适用于我国福建地区的农药地下水风险评估,要确定该模型能否直接应用于我国其他地区的风险评估,则需开展更为广泛的监测比较研究。

PRZM-GW模型具有很好的应用前景。PRZM-GW模型在进行评估时,能综合考虑土壤、气象、作物、农事操作等因素对评估结果的影响,较SCI-GROW模型更进一步,更符合农药风险评估模型的发展趋势。更重要的是,PRZM-GW为农药土壤行为模拟模型,且支持用户根据农药的实际使用情况构建场景,使该模型应用于其他国家和地区成为可能,大大地提高了模型的适用性。我国自2009年“农药安全性监测与评价项目”启动以来,已经构建了6个农药地下水风险评估标准场景^[2]。2013年中国农业科学院农业资源与农业区划研究所开发出《农药环境风险评估场景数据库查询系统》(著作权登记号:2013SR062824),我国农药环境风险评估场景体系已趋于完善。可利用我国标准场景体系为PRZM-GW模型构建中国场景,将其应用于我国农药地下水风险评估,不过仍需将模型预测结果与我国的实际监测结果进行比较分析,对模型预测结果的保护性作出评价。同时也应当看到,PRZM-GW模型发布时间不长,模型的参数仍需要根据应用过程中反馈的信息进行不断地修正。并且,该模型的部分输入项也需要不断的完善。例如:在土壤剖面分层的描述上,PRZM-GW模型按照机械方式对土壤进行分层(0~10、10~20、20~40 cm等),如能支持用户自行确认土壤分层,更契合土壤剖面的实际情况。

4 结语

我国国土面积辽阔,农业生产地域性差异很大。农药环境风险评估过程中需要考虑地域间不同的气象、地形地貌、土壤、作物、农事操作等因素,这使得我国农药环境风险评估工作的展开以及相关模型的开发更具挑战性。可喜的是,自2006年“中荷合作农药环境风险评估项目(PERAP)”与2008年公益性行业(农业)科研专项“农药风险评估综合配套技术研究”

启动以来,在我国农药管理部门和科研工作者的共同努力下,我国农药环境风险评估研究实现了跨越式的发展,已初步构建了一整套适合我国国情的农药环境风险评估体系,并首次为我国农药登记管理部门构建出可应用于农药登记管理工作中的风险评估模型。然而,我国的农药环境风险评估仍然任重道远。本文详细介绍了USEPA农药地下水风险评估的内容及使用的模型SCI-GROW和PRZM-GW,希借他山之石攻玉,为我国的农药地下水风险评估及模型的开发研究提供一个新视角,使我国的农药环境风险评估发展得更加科学、丰富和完善。

参考文献:

- [1] Forum E E P A. Guidelines for ecological risk assessment[M]. US Environmental Protection Agency, 1998:2-7.
- [2] 程燕,周军英,单正军.美国农药水生生态风险评价研究进展[J]. 农药学学报, 2005(4):293-298.
- [3] Ecofram. Ecological committee on FIFRA risk assessment methods: report of the aquatic workgroup[R]. Washington, D C: Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs, 1999:5-10.
- [4] USEPA,胡爽.美国地下水的农药污染[J]. 世界环境, 1988(4):24-27.
- [5] Squillace P J, Scott J C, Moran M J, et al. VOCs, pesticides, nitrate and their mixtures in groundwater used for drinking water in the United States[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(9):1923-1930.
- [6] Toccalino P L, Norman J E, Hitt K J. Quality of source water from public-supply wells in the United States, 1993-2007 [R]. US Geological Survey, 2010:133-142.
- [7] USEPA. FIFRA amendments of 1988[EB/OL]. <http://www.epa.gov/history/topics/fifra/01.html>.2013.
- [8] USEPA. Understanding the Safe Drinking Water Act, EPA 816-F-04-030[R].2004:1-2.
- [9] Cohen S. Recent examples of pesticide assessment and regulation under FQPA[J]. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 2000, 20(1):41-43.
- [10] USEPA. Guidance for using PRZM-GW in drinking water exposure assessments[EB/OL]. http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/przm_gw/wqtt_przm_gw_guidance.htm.2012.
- [11] Cohen S. Successful evaluation of EPA's new screening model[J]. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 1998, 18(4):55-57.
- [12] Wilkerson M R, Kim K D. The pesticide contamination prevention act: setting specific numerical values [M]. California Department of Food

- and Agriculture, Division of Pest Management, Environmental Protection and Worker Safety, Environmental Monitoring and Pest Management, 1986:17-18.
- [13] Gustafson D I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1989, 8(4):339-357.
- [14] 孙才志, 潘俊. 地下水脆弱性的概念、评价方法与研究前景[J]. *水科学进展*, 1999(4):444-449.
- [15] USEPA. SCI-GROW description[EB/OL]. http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/scigrow_description.htm.2012.
- [16] Peterson R K, Hulting A G. A comparative ecological risk assessment for herbicides used on spring wheat: the effect of glyphosate when used within a glyphosate-tolerant wheat system [J]. *Weed Science*, 2004, 52(5):834-844.
- [17] Suzuki Y, Yoshimura J, Katagi T. Aerobic metabolism and adsorption of pyrethroid insecticide imiprothrin in soil[J]. *Journal of Pesticide Science*, 2006,31(3):322-328.
- [18] 程燕, 周军英, 单正军, 等. 运用 SCI-GROW 模型预测农药对地下水的污染风险[J]. *生态与农村环境学报*, 2007(4):78-82.
- [19] USEPA. PRZM version index [EB/OL]. <http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/przm-version-index>.2013.
- [20] Carsel R F, Mulkey L A, Lorber M N, et al. The pesticide root zone model (PRZM): A procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater[J]. *Ecological Modelling*, 1985, 30(1):49-69.
- [21] USEPA. Model and scenario development guidance for estimating pesticide concentrations in groundwater using the pesticide root zone model [EB/OL]. http://www.epa.gov/oppefed1/models/water/przm_gw/wqt_przm_gw_scenario_guidance.htm.2012.
- [22] 魏启文, 陶传江, 宋稳成, 等. 农药风险评估及其现状与对策研究[J]. *农产品质量与安全*, 2010(2):38-42.

山西省太谷县农业水环境地域划分研究

李文刚^{1,2}, 李晋陵², 牛俊杰³, 阎永康²

(1.山西大学黄土高原研究所, 山西 太原 030006; 2.山西省农业科学院农业资源与经济研究所, 山西 太原 030006; 3.太原师范学院城市与旅游学院, 山西 太原 030012)

摘要:采用D8算法的典型方法,使用ArcGIS对DEM进行一系列数据分析,对太谷县水环境地域划分进行了研究。首先科学判断并纠正DEM数据,其次计算无洼地水流流向、汇流累积量,再次提取河网和分析特征。结果得出了太谷县29类集水区,并划分了7类农业水环境地域分布区:高集水区、较高集水区、一般集水区、较低集水区、低集水区、空集水区、非集水区,进而可划分出太谷县五大特色农业地域布局。

关键词:DEM; 太谷县; 农业; 集水区; 水环境; 划分

中图分类号: X321

文献标志码: A

文章编号: 2095-6819(2013)06-0074-05

Compartmentalization of Agricultural Water Environment in Taigu County, Shanxi Province, China

LI Wen-gang^{1,2}, LI Jin-ling², NIU Jun-jie³, YAN Yong-kang²

(1. Institute of Loess Plateau, Shanxi University, Taiyuan 030006, China; 2. Institute of Agricultural Resources and Economics, SAAS, Taiyuan 030006, China; 3. College of Urbanism and Tourism, Taiyuan Normal University, Taiyuan 030012, China)

Abstract: The research about compartmentalization of agricultural water in Taigu County was based on DEM by analyzing with ArcGIS, and typical algorithm named D8 was used. Firstly DEM was corrected through scientific judgment, secondly flow direction and flow accumulation were calculated, finally stream net was extracted and analyzed. In result, catchments in Taigu including 29 levels were compartmentalized, consequently 7 levels about agricultural water environment in relation to the level of stream net were defined respectively that are the high, the higher, the general, the lower, the low, the null, and the unexisted watersheds. And further 5 geographical kinds of typical farm produce were laid out.

Keywords: DEM; Taigu County; agriculture; watershed; water environment; compartmentalization

山西省位于黄土高原东部,东部有太行山、西部吕梁山纵贯南北,中部为一系列断陷盆地,属温带大陆性气候区,以半干旱气候为主,年降水量360~621 mm,并由盆地向高山递减^[1]。受特殊自然环境影响,山西农业发展一方面主要区域为中部盆地,另一方面存在水源性短缺困境。地处晋中盆地东侧的太谷县,是山西典型的农业强县,以红枣、设施蔬菜、水果、苗木花卉和规模养殖五大特色产业^[2]闻名全国,被农业部

和国家林业局授予“全国现代农业示范区”和“中国枣乡”;同时,2011年全县人均水资源占有量320 m³、平均水资源量2 550 m³·hm⁻²,均低于全省人均水平388 m³和平均水平2 700 m³·hm⁻²,属于山西省水资源严重紧缺县^[3]。农业强县和水资源紧缺的双重现状,使得太谷县水资源合理利用在全省内尤其重要。本论文以DEM为基础数据开展太谷水资源地域划分研究^[4-5],一方面为全县农业水资源利用提供水资源地域分布信息,另一方面也为全省乃至国内同类研究提供借鉴。

1 研究资料与方法

1.1 研究资料

本论文研究资料包括山西省DEM影像和太谷县行政区域图片。

收稿日期: 2013-08-23

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41171423); 山西省科技攻关项目(20120313033-5)

作者简介: 李文刚(1978—),男,山西文水人,博士研究生,助理研究员,主要从事生态、农业环境研究。

E-mail: lwg992003@qq.com

DEM影像由中科院国际科学数据服务平台下载,该DEM是平台下中国90m分辨率数字高程数据产品,列号59、行号5,其范围包括除大同市以外的山西大部分地区。

太谷县行政区域图片由太谷县人民政府网下载。

1.2 方法

本论文使用ArcGIS9.3软件,运用D8典型算法,逐级分析太谷县DEM影像数据,得出太谷县地表水流域划分结果。

2 结果与分析

2.1 太谷县地表水流域划分

2.1.1 提取太谷DEM

采用太谷经纬度坐标定位太谷县行政区域图,打开Extract By Mask工具,输入山西DEM影像和已定位的太谷行政区栅格图,执行Extract命令得到太谷DEM,见图1。

2.1.2 无洼地DEM生成

太谷DEM边缘栅格单元设定为外流向,根据D8算法规则^[6]运用Flow Direction工具计算其水流流向,结果见图2。

D8确定流向数值包括1(东)、2(东南)、4(南)、8(西南)、16(西)、32(西北)、64(北)、128(东北)。统计流向属性表确定值字段VALUE,对应COUNT约占99.19%,存在不确定流向数值,说明太谷DEM存在洼地,应填洼。

打开Fill工具,输入太谷DEM,阈值不设置,即洼地全部填平,填洼后DEM效果同图1。

2.1.3 地域汇流累积量

基于无洼地DEM,使用Flow Direction工具计算太谷地域水流流向,结果见图3。

得到太谷无洼地水流流向栅格数据后,打开Flow Accumulation工具,输出数据类型采用Integer,计算太谷地域汇流累积量,结果见图4。

2.1.4 河网提取与特征分析

以汇流累积量为基础数据,使用Single Output Map Algebra工具提取太谷河网^[7-8],分析太谷地形地貌、土壤、气候特征,设定汇流累积量阈值大于1700,对应属性VALUE约占96.49%,得到太谷河网分布图,见图5。

基于太谷河网和无洼地水流流向图,使用Stream Link工具分析河网出水口,结果见图6河网段节点。

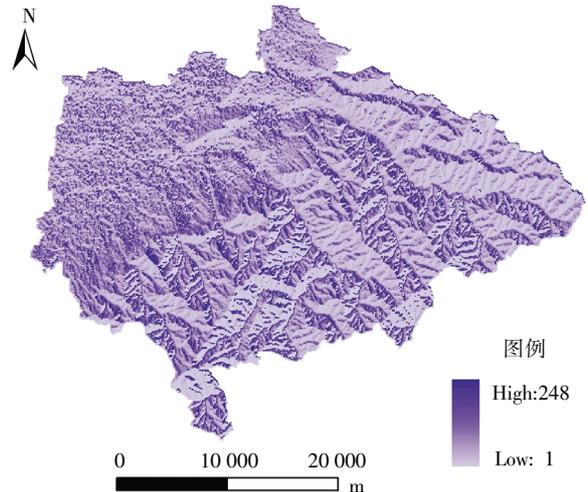


图2 太谷县地域水流流向

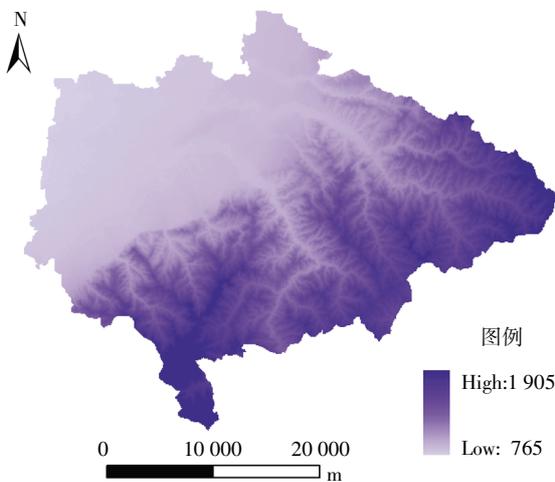


图1 太谷县DEM

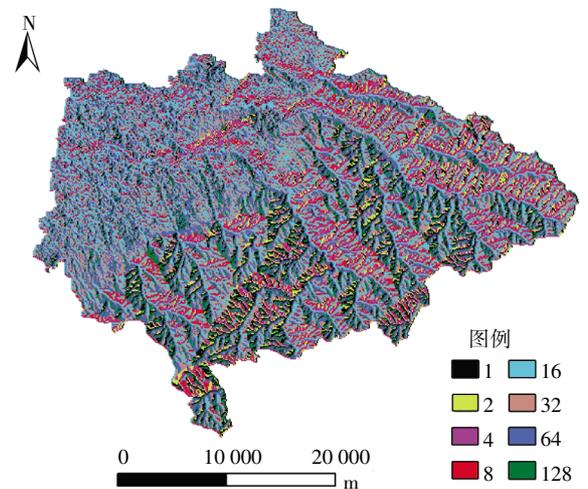


图3 太谷县无洼地水流流向

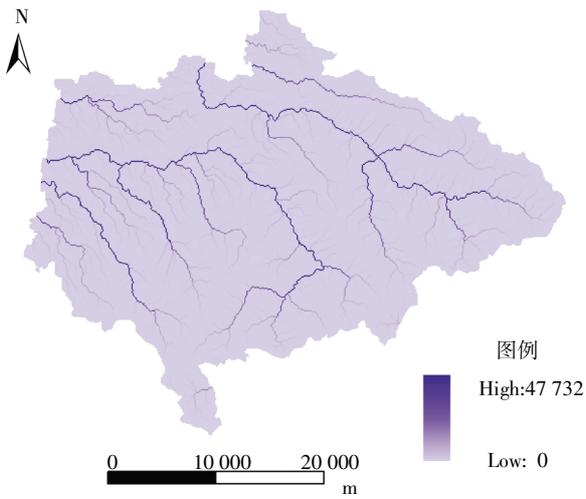


图 4 太谷县地域汇流累积量

级别,结果见图 7。

2.1.5 流域分割

太谷河网提取与特征分析,为流域分割奠定了基础。为此,打开 Basin 工具,输入太谷无洼地水流流向图,计算流域盆地,结果见图 8。

在流域盆地大区域分割基础上,需进一步详细分割小流域区域。打开 Watershed 工具,输入太谷河网节点和无洼地水流流向图,计算集水区域,结果见图 9。

2.2 太谷地表水流域分析

2.2.1 流向分析

对于通过 DEM 分析太谷县地域水流流向,运用了 D8 算法规则,判断得知太谷县 DEM 原始数据存

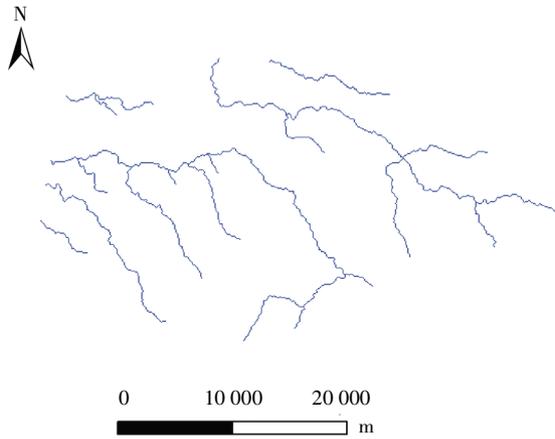


图 5 太谷县河网

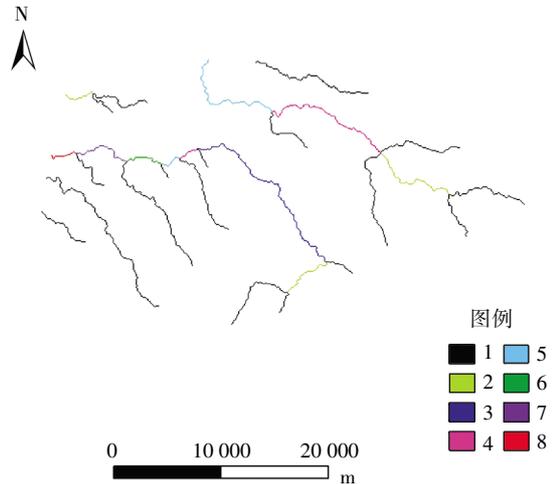


图 7 太谷县河网级别

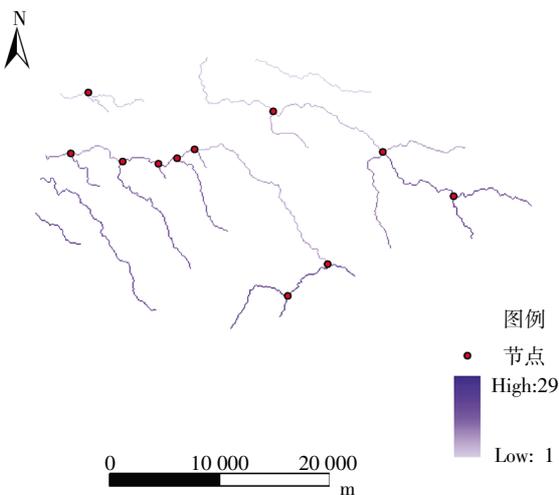


图 6 太谷县河网节点

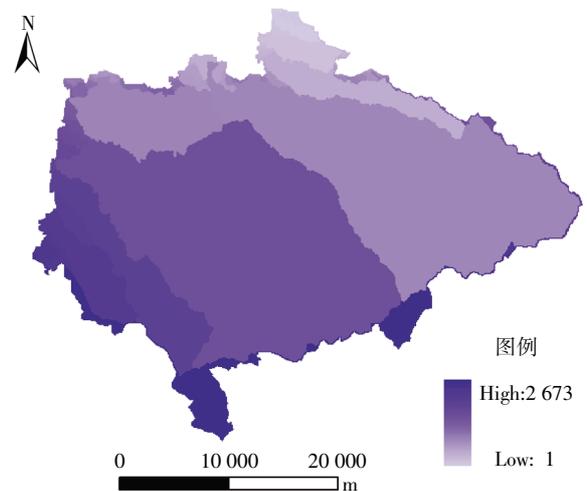


图 8 太谷县流域盆地

同样基于太谷河网和无洼地水流流向图,使用 Stream Order 工具^[9],采用 Shreve 方法,分析各河网段

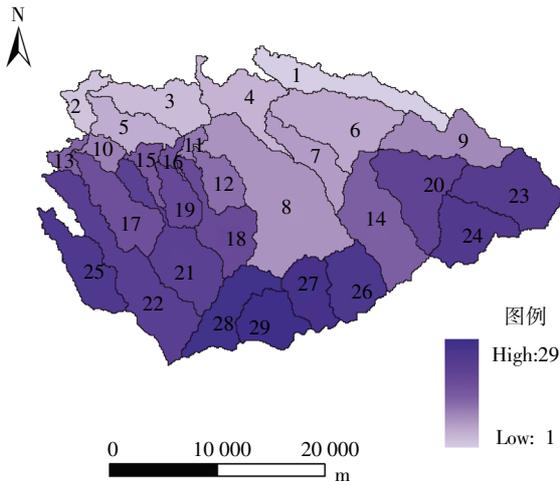


图9 太谷县集水区域

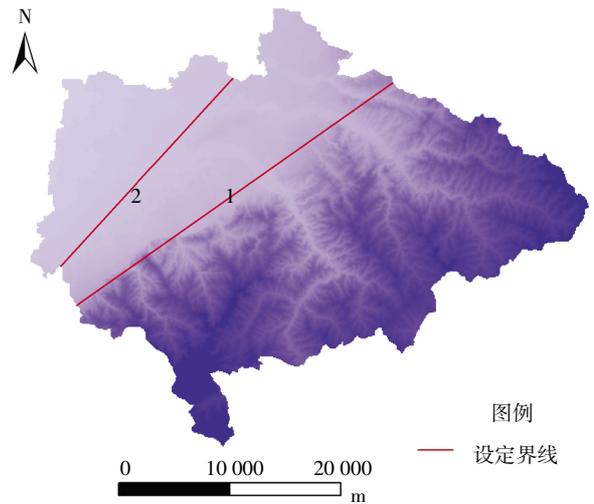


图10 太谷县界线1和界线2分布方位

在不确定流向数值,即“洼地”现象,DEM填注后保证了原始数据使用的准确性,再次计算可知所有水流流向确定。基于准确的无洼地水水流向结果,计算得出太谷县地域汇流累积量,为河网计算与分析奠定基础。DEM填注前后高程值 VALUE 无变化,对应的 COUNT 值发生增减。

2.2.2 河网分析

太谷县地域河网提取以汇流累积量为基础,分析其地形地貌、土壤、气候特征,阈值按累积量属性表 VALUE 所占比例确定。

设定北纬 37°19'21"、东经 112°31'08"至北纬 37°30'10"、东经 112°50'27"为界线 1,北纬 37°21'25"、东经 112°29'55"至北纬 37°30'39"、东经 112°40'28"为界线 2。界线 1 向东向南的太谷县地表形态依次为黄土丘陵、砂页岩低山和砂页岩中山,界线 2 以西以北地表形态为黄土质平原,界线 1 和界线 2 之间地表形态为黄土台地与黄土质平原相间分布。以 DEM 底图设定研究界线 1 和界线 2,分布位置见图 10。

太谷县特殊的地形地貌、土壤,加之大陆性半干旱气候,综合分析确定河网汇流累积量阈值比例应大于 95%,对应 VALUE 值 1 700 是太谷河网形成的可能最小值,大于 1 700 所有 VALUE 值比例达 96.49%。

结合河网出水口及级别的分析结果,可以准确判断太谷县境可形成较为明显的两大地表水流域,即图 7 所示的 8 级和 5 级河流域。

2.2.3 集水区域分析

太谷县河网由东南向西北方向延伸,级别逐级提高,以 8 级和 5 级河流域为两大最发达河流。集水区域以流域盆地为分区基础,按照河网节点调整并详细

划分集水区域类别,形成图 9 所示的 29 类集水区。

2.3 太谷农业水环境地域划分

通过地表水流域划分结果及分析,得出太谷 29 类集水区,结合太谷县农业强县和水资源严重短缺的现状^[10],合理划分农业水环境地域类别,将为农业高效合理利用水资源提供重要依据^[11-12]。

分析太谷地形地貌和土壤的区域分布特征,即以界线 1 和界线 2 呈西南东北条形分布,在图 9 集水区域类别划分基础上,结合图 7 河网级别合并类别相近集水区,得出太谷全县农业水环境地域类别划分结果,见图 11。

图 11 所示太谷农业水环境地域类别分为 7 类,1~7 分别为高集水区、较高集水区、一般集水区、较低集水区、低集水区、空集水区、非集水区。

对比图 11 和图 9,太谷集水区未涉及图 11 中的

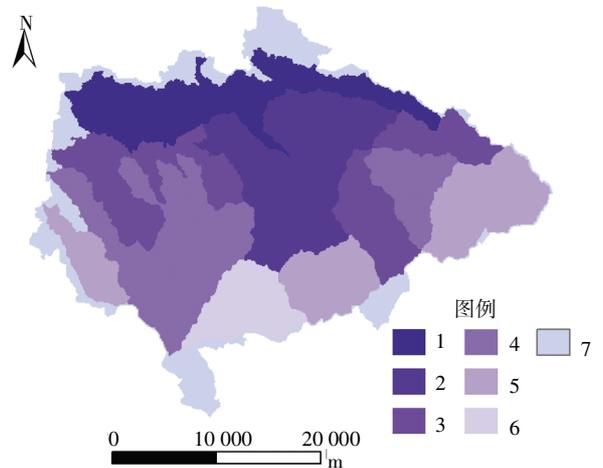


图11 太谷县农业水环境类别

7类区,是河网计算导致,河网分析作了说明,但为了太谷全县农业水环境类别研究的完整性,农业水环境地域类别划分增加此区,最终7类区单独列出。

3 讨论

太谷县是农业强县,水资源是农业发展命脉,结合农业水环境地域类别划分结果,探讨太谷特色农业地域布局,可为应对太谷水资源严重短缺瓶颈、发挥五大特色农业效益提供一定依据。

按五大特色农业需水性要求,1、2类集水区主导水果、苗木花卉和设施蔬菜,3、4类集水区主导红枣,5类集水区可适当发展红枣,6、7类集水区不宜布置特色农业,规模养殖宜在2、3类区适当发展。

在各类集水区五大特色农业布局基础上,参照图6所示太谷河网及出水口,各集水区内特色农业一方面沿河网呈线形向两边扩展,另一方面以河网出水口为中心呈圆形向周围辐射,综合两个布局优势,能为五大特色农业长足发展提供更有保障。

探讨太谷县五大特色农业水环境产业布局,主要以DEM为基础数据进行计算,并结合地形地貌、土壤分析。但农业产业布局并非只依据水环境类别,其他诸多因素也是布局的重要因素^[13],如植被、降水、地下水资源等现状因子,本研究突出特点在运用新方法和思路为优化太谷农业发展布局提供新的有价值参考信息,从而更好地为太谷农业合理发展服务。

4 结论

本论文采用D8典型算法,计算了太谷县DEM水流流向和汇流累积量,并提取河网和分析其特征,得出太谷县地表水流域划分结果,太谷县包括29类集水区,又结合流域特征参数,进一步划分出太谷农

业水环境类别区。在农业水环境类别区划分基础上,从太谷农业发展面临的现状探讨了五大特色农业产业布局,为太谷农业发展布局提供了有价值的信息。

参考文献:

- [1] 王孟本.山西省黄土高原地区综合治理规划研究[M].北京:中国林业出版社,2009:17.
- [2] 山西省太谷县人民政府.太谷县农业产业化发展[EB/OL]. [2011-07-20]. <http://www.taigu.gov.cn/show.asp?id=1238>.
- [3] 贾美英.太谷县水资源开发利用现状及可持续对策探讨[J].地下水,2013,35(2):36-37.
- [4] 王俊啟.基于1:1万地形图的数字流域划分研究——以浙江省安吉县为例[D].杭州:浙江大学,2013:1-6.
- [5] 雷晓辉,田雨,白薇,等.基于DEM的流域尺度水资源网络图构建[J].水文,2010,30(2):6-10.
- [6] 田瑞云,王玉宽,傅斌,等.基于DEM的地形单元多样性指数及算法[J].地理科学进展,2013,32(1):121-129.
- [7] 宋晓猛,张建云,占车生,等.基于DEM的数字流域特征提取研究进展[J].地理科学进展,2013,32(1):31-40.
- [8] 李景星.基于DEM的黄土区河网水系特征研究[D].杨凌:西北农林科技大学,2012:1-8.
- [9] 谢轶群,朱红春,汤国安,等.基于DEM的沟谷特征点提取与分析[J].地球信息科学学报,2013,15(1):61-67.
- [10] 贺洁茹.太谷县未来可供水量预测[J].山西水利,2010(8):17-19.
- [11] 张飞.大同县水资源供需分析及优化配置研究[D].太原:太原理工大学,2012:1-6.
- [12] 杨进怀.基于3S技术的流域农业水资源配置优化研究——以北京市潮白河流域为例[D].北京:北京林业大学,2007:31-43.
- [13] 邹君,付双同,杨玉蓉,等.虚拟水战略背景下的中国农业生产空间布局优化研究[J].长江流域资源与环境,2010,19(12):1427-1432.

昆山市农产品产地环境质量监测与评价

姚振飞, 王少华, 张俊韬

(昆山市土壤肥料站, 江苏 昆山 215300)

摘要:为研究昆山市农产品产地环境质量,采用采样分析方法,对昆山市农产品产地的代表性土壤、灌溉水、渔业水质量进行了定点取样分析检测,在此基础上依据国家相关环境质量标准进行了单因子污染指数法和综合污染指数法评价。结果表明,该市58.1%的耕层土壤为安全、清洁,36.6%的耕层土壤处于警戒限,为尚清洁,3.8%的耕层土壤为轻污染,1.5%的耕层土壤为中污染;76.0%的灌溉水为安全、清洁,24.0%的灌溉水处于警戒限,为尚清洁;73.5%的渔业水为安全、清洁,23.5%的渔业水处于警戒限,为尚清洁,3%的渔业水为轻污染。

关键词:农产品;产地;环境质量;评价;昆山市

中图分类号:X820.2

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2013)06-0079-04

Environmental Quality Monitoring and Evaluation of Agricultural Areas in Kunshan City, China

YAO Zhen-fei, WANG Shao-hua, ZHANG Jun-tao

(Soil and Fertilizer Work Station of Kunshan City, Kunshan 215300, China)

Abstract: In order to study the environmental quality of the agricultural areas in Kunshan City, the soil, irrigation water and fishery water quality in the agricultural areas of Kunshan City were analyzed by sampling method and then evaluated by single factor pollution index and composite pollution index according to the three national environmental quality standards including GB 15618—1995, GB 5084—2005 and GB 11607—1989. The results showed that: (1) The areas of unpolluted plough horizon soil was 58.1% of the total fields, but 36.6% was of warning level, 3.8% was affected by light pollution, and 1.5% affected by medium pollution; (2) The areas of unpolluted irrigation water was 76.0% of the total, but 24.0% was of warning level; (3) The areas of unpolluted fishery water was 73.5%, but 23.5% was of warning level, and 3% affected by light pollution.

Keywords: agricultural products; producing area; environmental quality; evaluation; Kunshan City

农产品产地的环境状况直接影响着农产品产地的生产能力和农产品质量,进而影响着经济的发展和人民的身体健康。农产品产地环境质量评价是保证农产品产地安全的基础工作,开展农产品产地环境监测与评价是加快农产品质量建设进程的重要环节,也是我国发展无公害农产品和绿色、有机食品生产的重要抓手。以往研究多是基于单个指标、单点的产地环境质量评价,例如:Brus等^[1]对荷兰土壤重金属Cd污染的状况进行了分析和评价;李晓秀等^[2]基于土壤采样点进行了北京市基本农田土壤环境质量的分析与评价。

而农产品产地环境质量优劣是产地环境质量多个指标的综合体现。本文通过对昆山市农产品产地的土壤、灌溉水、渔业水等环境进行全面检测及综合评价,以期了解本市目前耕地土壤及水环境受污染的程度,摸清昆山市耕地土壤、灌溉水、渔业水的主要污染源、污染程度、污染区域分布等情况,为昆山市农产品安全生产和农产品产地环境整治提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 布点原则

本次调查的布点遵循以下原则:一是土壤类型具有广泛的代表性;二是—般农区和工矿企业周边农区调查相结合;三是尽可能在第二次土壤普查的取样点

收稿日期:2013-06-13

作者简介:姚振飞(1965—),男,江苏昆山人,高级农艺师,从事土壤肥料和农业环境监测工作。E-mail:yzf110@sohu.com

取样。一般农区以昆山目前常规种植的水稻田、蔬菜地、果品地为主,工矿企业周边农区主要以化工、电子、印染、冶炼等行业可能对土壤环境造成污染的企业周边的水稻田进行取样。按照土样每 33.3~66.7 hm² 采集 1 个样点、灌溉水每 200 hm² 采集 1 个样点的要求,全市共采集土样 265 个,其中水稻田 217 个,蔬菜地 37 个,果品基地 11 个;水样 84 个,其中灌溉水 50 个,水产养殖水 34 个。在水稻田样点中,一般农区取样 132 个,工矿企业周边农区取样 85 个。水稻田中的一般农区原则上一个村采 1 个样,蔬菜地和果品地主要以各镇的蔬菜基地和果品基地为主。

1.2 样品采集

土壤样品的采集根据全市土壤类型和面积、种植作物的种类等,选择具有代表性的田块,用 GPS 对其进行准确定位后,采用“S”型取样法均匀随机多点采样。其中水稻田以一块田为取样单元,采集深度 0~15 cm;蔬菜地与果品地以一块地为取样单元,采样深度 0~20 cm。

水样的采集要求每个采样点用 500 mL 聚乙烯瓶采集 4 瓶,并根据测定项目加入保存剂后于当天送化验室化验及妥善保存。其中农田灌溉水由进入调查区的渠道或本地代表性的主要灌溉河道中取样;渔业水直接在鱼池、虾池、蟹池等精养塘中取样。

1.3 样品检测

土壤样品测试项目:铅、镉、汞、砷、铬、六六六、滴滴涕、pH 值。分析方法:土壤样品经风干、过 100 目筛后,用 HNO₃-HClO₄-HF 消化法制样,全量 Hg、As 采用原子荧光法,全量 Pb、Cr、Cd 采用原子吸收石墨炉法。六六六、滴滴涕采用丙酮-石油醚提取,浓硫酸净化,用带电子捕获检测器的气相色谱仪测定。pH 值采用玻璃电极法^[3]。

水样样品测试项目:汞、铅、砷、镉、铬、化学需氧量、氟化物、pH 值。分析方法:全量 Hg、As 采用原子荧光法,全量 Cr⁶⁺、Pb、Cd 采用原子吸收分光光度法,氟化物采用离子选择电极法,化学需氧量采用重铬酸盐法。pH 值采用玻璃电极法。

1.4 评价方法

农产品产地环境质量评价采用单项污染指数法和综合污染指数法。

1.4.1 单项污染指数法

$$P_i = C_i / S_i$$

式中: P_i 为单项污染指数, C_i 为污染物实测值, S_i 为污染物评价标准。

1.4.2 综合污染指数法

采用内梅罗污染指数法计算:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{P_{i_{\text{ave}}}^2 + P_{i_{\text{max}}}^2}{2}}$$

式中: $P_{\text{综}}$ 为土壤综合污染指数, $P_{i_{\text{ave}}}$ 为各单项污染指数的平均值; $P_{i_{\text{max}}}$ 为各单项污染指数中最大值。

1.4.3 土壤污染分级标准

按照国家《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)中二级标准进行评价,按综合污染指数法划定土壤质量等级,见表 1。

表 1 土壤污染分级标准

等级划定	综合污染指数	污染等级	污染程度描述
1	$P_{\text{综}} \leq 0.7$	安全	清洁
2	$0.7 < P_{\text{综}} \leq 1.0$	警戒限	尚清洁
3	$1.0 < P_{\text{综}} \leq 2.0$	轻污染	土壤污染物超标轻污染
4	$2.0 < P_{\text{综}} \leq 3.0$	中污染	土壤、作物受中度污染
5	$P_{\text{综}} > 3.0$	重污染	土壤、作物受严重污染

2 结果与分析

2.1 土壤环境质量评价

2.1.1 土壤污染物含量

265 个农产品产地土样检测结果平均值为:镉 0.11 mg·kg⁻¹、铬 34.92 mg·kg⁻¹、汞 0.35 mg·kg⁻¹、砷 15.61 mg·kg⁻¹、铅 14.86 mg·kg⁻¹、六六六 0.023 mg·kg⁻¹、滴滴涕 0.014 mg·kg⁻¹, 变幅范围分别为 0.02~0.78、10.27~106.07、0.06~1.29、2.88~46.39、3.18~53.2、未检出~1.85、未检出~1.20 mg·kg⁻¹(表 2)。其中汞和砷的平均含量高于太湖地区自然背景值^[4],分别超出该地区背景值的 114.7%和 77.4%。从变异系数来看,汞和砷的变异系数分别为 56.6%和 44.1%,显示其分析点差异性明显。检测结果表明,近 20 年来昆山市土壤重金属汞和砷的含量有所上升,可能存在不同程度的外源污染。

对不同农产品产地土壤污染物含量进行差异显著性分析表明,土壤 Pb、Cd 含量在不同土壤中无显著性差异,而土壤 Cr、Hg、As 含量存在显著性差异,具体表现为,果品地土壤 Cr 含量显著高于蔬菜地,蔬菜地显著高于水稻田;水稻田土壤 Hg 含量显著高于果品地;水稻田土壤 As 含量显著高于蔬菜地。六六六和滴滴涕在水稻田和蔬菜地中被检出,检出率分别为 6.3%和 4.3%,不同农产品产地之间无显著性差异。

2.1.2 工矿企业周边农区污染物的含量

本次在工矿企业周边农区共采集水稻田土样 85

个,其中化工企业周围取样33个,电子厂周围26个,冶炼厂周围取样16个,印染厂周围取样10个。85个土样检测结果平均值为:镉 $0.12\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、铬 $28.32\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、汞 $0.42\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、砷 $16.92\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、铅 $15.64\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、六六六 $0.025\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、滴滴涕 $0.014\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。有11个样点重金属的含量不合格,其中9个是汞元素超标,2个是砷元素超标。按企业类型进行分析,汞元素的含量冶炼企业>化工企业>印染企业>电子企业,化工企业周围砷元素含量较高,铬、铅和镉元素在不同企业周围的含量差异不明显。

2.1.3 土壤污染物安全评价

本次评价对照国家《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)中二级标准,分别计算各产地的平均单项污染指数和综合污染指数,见表3。结果表明,全市265个耕层土样,平均综合污染指数为0.61,属1级清洁水平。其中58.1%的耕层土壤综合污染指数 $P_{\text{土壤}} \leq 0.7$,土壤为安全、清洁,36.6%的耕层土壤综合污染指数 $0.7 < P_{\text{土壤}} \leq 1.0$,土壤处于警戒限,为尚清洁,3.8%的耕层土壤综合污染指数 $1.0 < P_{\text{土壤}} \leq 2.0$,土壤为轻污染,1.5%的耕层土壤综合污染指数 $2.0 < P_{\text{土壤}} \leq 3.0$,土壤为中污染。

从不同农产品产地来看,水稻田、蔬菜地、果品地的平均综合污染指数分别为0.57、0.39、0.45,均属一级清洁水平。按综合污染指数法评定,水稻田57.2%的面积达到安全、清洁,37.3%的面积处于警戒限,为

尚清洁,3.7%的面积为轻污染,1.8%的面积为中污染;蔬菜地54.1%的面积达到安全、清洁,40.5%面积处于警戒限,为尚清洁,5.4%的面积为轻污染;果品地90.9%的面积为安全、清洁,9.1%的面积处于警戒限,为尚清洁。

从所测样品中超标部分的地域分布来看,265个样品中,共有14个样品的重金属含量超标,其中11个样品、占比78.6%分布于工矿企业周边农区,3个样品、占比21.4%位于一般农区。从以上结果来看,工业“三废”排放可能是导致土壤重金属污染物含量增高的主要原因。同时,部分农田汞、砷含量超标可能与上世纪曾使用汞、砷制剂农药有关。

2.2 灌溉水质量评价

50个农田灌溉水样品检测结果平均值为:镉 $0.0002\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、铬(六价) $0.0043\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、汞 $0.0002\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、砷 $0.0002\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、铅 $0.0004\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,pH值7.5,化学需氧量 $82\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、氟化物 $0.007\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (表4)。按照国家农田灌溉水质标准(GB 5084—2005)单项指标评价,50个样点的灌溉水样全部达到标准。

按照国家《农田灌溉水质标准》(GB 5084—2005)基本控制项目标准值计算各样点的综合污染指数,结果表明,全市50个灌溉水样平均综合污染指数为0.66,其中38个样点、占总数76.0%的灌溉水综合污染指数 $P_{\text{水}} \leq 0.7$,为安全、清洁;12个样点、占总数24.0%的灌溉水综合污染指数 $0.7 < P_{\text{水}} \leq 1.0$,处于警

表2 昆山市各农产品产地农田土壤污染物平均含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

污染物	水稻田	蔬菜地	果品地	全市平均	变幅范围	变异系数/%	太湖地区背景值
Cd	0.11a	0.09a	0.06a	0.11	0.02~0.78	24.8	0.116
Cr	25.9a	73.2b	84.07c	34.92	10.27~106.07	25.4	65.72
Hg	0.38b	0.25ab	0.24a	0.35	0.06~1.29	56.6	0.163
As	16.47b	11.04a	13.92ab	15.61	2.88~46.39	44.1	8.8
Pb	15.15a	14.14a	11.55a	14.86	3.18~53.2	32.0	20.3
六六六	0.028a	0.02a	未检出 a	0.023	未检出~1.85	29.3	
滴滴涕	0.017a	0.01a	未检出 a	0.014	未检出~1.20	25.8	

注:同一行中不同字母表示存在显著性差异($P < 0.05$)。

表3 昆山市农产品产地土壤污染指数及评价结果

产地类型	单项污染指数							$P_{\text{综}}$	评价等级	污染程度
	Cd	Cr	Hg	As	Pb	六六六	滴滴涕			
水稻田	0.37	0.08	0.76	0.66	0.05	0.028	0.017	0.57	1	清洁
蔬菜地	0.30	0.24	0.50	0.44	0.05	0.02	0.01	0.39	1	清洁
果品地	0.20	0.28	0.48	0.56	0.04	0	0	0.45	1	清洁
全市	0.37	0.12	0.70	0.62	0.05	0.05	0.03	0.61	1	清洁

注:评价依据采用国家土壤环境质量(二级)标准(GB 15618—1995)。

表 4 农田灌溉水质量检测结果(mg·L⁻¹)

项目	pH(无量纲)	Cd	Cr ⁶⁺	Hg	As	Pb	COD _{Cr}	氟化物
平均	7.5	0.000 2	0.004 3	0.000 2	0.000 2	0.000 4	82	0.007
<i>P</i> _单	0.88	0.2	0.043	0.2	0.04	0.02	0.55	0.003
<i>P</i> _综	0.66							

注:*P*_单表示单项污染指数,*P*_综表示综合污染指数。下同。

戒限,为尚清洁。经分析,检测的灌溉水全部达到了国家农田灌溉水质量标准。

2.3 渔业水质量评价

34 个渔业水样品检测结果平均值为:镉 0.000 2 mg·L⁻¹,铬(六价)0.004 mg·L⁻¹,汞 0.000 3 mg·L⁻¹,砷 0.000 7 mg·L⁻¹,铅 0.000 3 mg·L⁻¹,pH 值 7.7,氟化物 0.000 7 mg·L⁻¹(表 5)。根据国家渔业水质标准(GB 11607—1989),对 34 个渔业水样检测结果的水质情况进行分析,汞、镉、砷、铅、铬和氟化物含量全部达标,27 个样点的 pH 值、占总数 79.4%的渔业水样达标。

表 5 渔业水质量检测结果(mg·L⁻¹)

项目	pH(无量纲)	Cd	Cr ⁶⁺	Hg	As	Pb	氟化物
平均	7.7	0.0002	0.004	0.000 3	0.000 7	0.000 3	0.007
<i>P</i> _单	0.90	0.02	0.04	0.3	0.01	0.0015	0.003
<i>P</i> _综	0.68						

按照国家渔业水质标准(GB 11607—1989)计算各样点的综合污染指数,结果表明,全市 34 个渔业水样平均综合污染指数为 0.68,其中 25 个样点、占总数 73.5%的渔业水综合污染指数 $P_{水} \leq 0.7$,为安全、清洁;8 个样点、占总数 23.5%的渔业水综合污染指数 $0.7 < P_{水} \leq 1.0$,处于警戒限,为尚清洁;1 个样点、占总数 3%的渔业水综合污染指数 $1.0 < P_{水} \leq 2.0$,为轻污染。

3 结论

(1) 昆山市耕地土壤中污染物的平均含量分别为镉 0.11 mg·kg⁻¹、铬 34.92 mg·kg⁻¹、汞 0.35 mg·kg⁻¹、砷 15.61 mg·kg⁻¹、铅 14.86 mg·kg⁻¹、六六六 0.023 mg·kg⁻¹、滴滴涕 0.014 mg·kg⁻¹。调查结果表明,该市 58.1%的耕层土壤为安全、清洁,36.6%的耕层土壤处于警戒限,为尚清洁,3.8%的耕层土壤为轻污染,

1.5%的耕层土壤为中污染。

(2) 近 20 多年来,昆山市确有外源 Hg、As 污染物质进入,并有一定积累。从所测样品中超标部分的地域分布来看,78.6%样品分布于工矿企业周边农区,21.4%的样品位于一般农区。分析其原因,可能与工业“三废”排放和上世纪农业生产上使用汞、砷制剂农药有关。建议应严格控制工业“三废”排放,重点加强对印染纺织、电子、化工、电镀等主要污染的废水和固体废物治理,确实保护农产品产地环境。

(3) 昆山市农田灌溉水检测结果平均值分别为 pH 值 7.5,镉 0.000 2 mg·L⁻¹,铬(六价)0.004 3 mg·L⁻¹,汞 0.000 2 mg·L⁻¹,砷 0.000 2 mg·L⁻¹,铅 0.000 4 mg·L⁻¹,化学需氧量 82 mg·L⁻¹,氟化物 0.007 mg·L⁻¹。经分析,全市 76.0%的灌溉水为安全、清洁,24.0%的灌溉水处于警戒限,为尚清洁。

(4) 昆山市渔业水检测结果平均值分别为 pH 值 7.7,镉 0.000 2 mg·L⁻¹,铬 0.004 mg·L⁻¹,汞 0.000 3 mg·L⁻¹,砷 0.000 7 mg·L⁻¹,铅 0.000 3 mg·L⁻¹,氟化物 0.007 mg·L⁻¹。经分析,全市 73.5%的渔业水为安全、清洁,23.5%的渔业水处于警戒限,为尚清洁,3%的渔业水为轻污染,主要是 pH 值超标引起的。

参考文献:

- [1] Brus D J, De Gruuter J J, Romkens P Fam. Probabilistic quality standards for heavy metals in soil derived from quality standards in crops [J]. *Geoderma*, 2005,128:301-311.
- [2] 李晓秀,陆安祥,王纪华,等.北京地区基本农田土壤环境质量分析与评价[J]. *农业工程学报*, 2006,22(2):60-63.
- [3] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社, 1999:147-211.
- [4] 夏增禄.土壤元素背景值及其研究方法[M].北京:气象出版社,1987: 116-117.

噻唑酰胺在马铃薯和土壤中检测方法及残留动态研究

秦旭, 孙扬, 徐应明*, 王倩, 姚金刚, 高阳

(农业部环境保护科研监测所, 农业部产地环境质量重点实验室/天津市农业环境与农产品安全重点实验室, 天津 300191)

摘要:建立了马铃薯果实、植株和土壤样品中噻唑酰胺的分析方法,并测定了噻唑酰胺在马铃薯田中的残留消解动态及最终残留量。样品采用丙酮提取,二氯甲烷萃取,气相色谱-电子捕获检测器(GC-ECD)检测。当样品中添加的质量分数为0.001~0.05 mg·kg⁻¹时,平均添加回收率为85.76%~93.53%,相对标准偏差(RSD)为1.44%~7.33%,噻唑酰胺的最低检出质量浓度(LOQ)为0.001 mg·kg⁻¹。2009—2010年在天津和南京两地的田间残留试验结果表明:噻唑酰胺在马铃薯植株和土壤中消解较快,半衰期分别为6.08~6.30 d和4.92~7.07 d,施药后21 d的消解率均在91%以上;240 g·L⁻¹噻唑酰胺悬浮剂按推荐剂量480 g·hm⁻²和1.5倍推荐剂量720 g·hm⁻²兑水喷雾1次,在马铃薯收获期时噻唑酰胺在马铃薯果实和土壤中的最终残留量分别为质量浓度0.076 2~0.649 6 mg·kg⁻¹和0.020 7~0.305 0 mg·kg⁻¹。根据大田试验结果,建议噻唑酰胺在马铃薯中的最大残留限量标准为1.0 mg·kg⁻¹。

关键词:噻唑酰胺;检测;马铃薯;土壤;残留;消解动态

中图分类号:X830.2

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2013)06-0083-04

Residue Determination and Degradation of Thifluzamide in Potato and Soil

QIN Xu, SUN Yang, XU Ying-ming*, WANG Qian, YAO Jin-gang, GAO Yang

(Agro-environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Key Laboratory of Original Agro-environmental Quality of Ministry of Agriculture/Tianjin Key Laboratory of Agro-Environment and Agro-Product Safety, Tianjin 300191, China)

Abstract: A method for determination of the thifluzamide residue in the potato, potato plant and soil was established. The field residue decline study and final residue trials of thifluzamide in potato in Tianjin City and Nanjing City were designed. Samples were extracted with acetone, partitioned by methylene chloride, and then detected by gas chromatography (GC) with electron capture detector (ECD). The fortified recovery at level of 0.001 mg·kg⁻¹ to 0.05 mg·kg⁻¹ was ranged from 85.76% to 93.53%, with relative standard deviation of 1.44% to 7.33%. The limit of quantification was 0.001 mg·kg⁻¹. The half-life of thifluzamide in potato plant and soil were 6.08~6.30 d and 4.92~7.07 d respectively, with over 91% degradation rate after 21 d pesticide application. When the recommended dosage (480 g·hm⁻²) and 1.5 times recommended dosages (720 g·hm⁻²) of 240 g·L⁻¹ thifluzamide SC was sprayed once, the final residues of thifluzamide in potato and soil were between 0.076 2~0.649 6 mg·kg⁻¹ and 0.020 7~0.305 0 mg·kg⁻¹, respectively at harvest time. According to the results of this study, the maximum residue limit of thifluzamide in the potato is 1.0 mg·kg⁻¹.

Keywords: thifluzamide; determination; potato; soil; residue; degradation

噻唑酰胺(thifluzamide)是美国孟山都公司研制的一种广谱性杀菌剂,1994年美国罗门哈斯购买了专利并开始商品化生产,商品名为满穗。其理化性质为:纯品为白色粉状固体,其熔点为177.9~178.6℃。20℃时在水中溶解度为1.6 mg·L⁻¹,分配系数4.1;制

剂外观为褐色悬浮剂,比重为1.15,pH值6.5,悬浮率99%。大鼠急性经口LD₅₀>5 000 mg·kg⁻¹,大鼠急性经皮LD₅₀>5 000 mg·kg⁻¹。噻唑酰胺属于噻唑酰胺类杀菌剂,具有用量少、毒性低、药效高和代谢能力强等特性^[1-2]。由于含氟,在生化过程中其竞争力很强,一旦与底物或酶结合就不易恢复。对丝核菌属、柄锈菌属、黑粉菌属、腥黑粉菌属、伏革菌属以及核腔菌属等致病真菌均有活性,尤其对担子菌纲真菌引起的病害如纹枯病、立枯病等有特效^[3-6]。

目前酰胺类农药国内外开展研究较多^[7],但有关

收稿日期:2013-09-11

基金项目:农业部农药登记残留试验项目

作者简介:秦旭(1982—),男,硕士,助研,主要从事农药残留污染行为与分析技术研究。E-mail:qinxu621@163.com。

*通信作者:徐应明 E-mail:ymxu1999@126.com

噻呋酰胺在农产品中的残留分析方法报道的很少,仅有 Rejeb 等^[8]使用高效液相色谱法(HPLC)检测了其在花生中的残留,以及 Lee 等^[9]使用气相色谱-三重四级杆质谱法(GC-MS/MS)检测了其在人参中的残留,而国内仅有吴厚斌等^[10]采用 GC-FID 对其标准品进行的分析报道。本文采用气相色谱-电子捕获检测器(GC-ECD)进行检测,建立了噻呋酰胺在土壤、马铃薯植株和马铃薯中的残留分析方法,并通过田间试验研究了噻呋酰胺在马铃薯中的残留污染行为,为该制剂在马铃薯上的最大残留限量(MRL)和安全使用规则的制定提供了重要的科学依据。

1 材料与方法

1.1 主要仪器与试剂

Agilent 7890A 型气相色谱仪,带电子捕获检测器(ECD)(美国安捷伦科技公司);Heidolph LABOROTA 4000 型旋转蒸发器(德国海道尔夫公司);ZHWHY-2102C 型调速多用振荡器(中国上海智诚分析仪器制造有限公司);T-25 basic ULTRA-TURRAX 高速植物组织捣碎机(德国 IKA 公司);MILLI-Q 超纯水仪(美国 Millipore 公司);SL-302 电子天平(中国上海民桥精密科学仪器有限公司);SHZ-D(Ⅲ)循环水式真空泵(中国河南巩义市予华仪器有限公司)及抽滤装置等。

丙酮、二氯甲烷、无水硫酸钠和氯化钠均为分析纯;96%噻呋酰胺标准品和 $240 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 噻呋酰胺悬浮剂,均由美国陶氏化学(中国)投资有限公司北京分公司提供。

1.2 分析方法

1.2.1 前处理方法

土壤样品:称取 20 g 土壤置于 250 mL 磨口带塞三角烧瓶中,加入 50 mL 丙酮,震荡提取 1 h。抽滤,使用 30 mL 丙酮洗涤残渣。合并丙酮相于分液漏斗,加入 100 mL 5% NaCl 溶液。分别用 50 mL 二氯甲烷萃取 2 次,合并二氯甲烷相并用无水硫酸钠脱水。旋转蒸发浓缩至干,使用 10 mL 丙酮定容待测。

马铃薯果实及植株样品:分别称取 20 g 已切碎的马铃薯果实及植株样品于 250 mL 烧杯中,加入 50 mL 丙酮,在高速植物组织捣碎机上匀浆提取 2 min。抽滤,使用 30 mL 丙酮洗涤残渣。以下步骤同土壤处理方法。

1.2.2 色谱检测条件

GC-ECD,进样口温度 $270 \text{ }^{\circ}\text{C}$,进样量 $1 \mu\text{L}$,不分

流进样;HP5-MS 毛细管柱($30 \text{ m} \times 320 \mu\text{m} \times 0.25 \mu\text{m}$);载气为高纯氦气,流速为 $2 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$;程序升温:起始温度 $150 \text{ }^{\circ}\text{C}$,保持 1 min,以 $15 \text{ }^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 升温至 $230 \text{ }^{\circ}\text{C}$,保持 5 min;检测器温度 $270 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 。在此条件下,噻呋酰胺的保留时间约为 8.8 min。

1.2.3 标准曲线的绘制

分别用丙酮配制一系列的噻呋酰胺标准溶液,质量浓度分别为 0.001 、 0.02 、 0.1 、 0.2 、 0.5 、 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,在 1.2.2 的色谱条件下进行测定,以进样量为横坐标,峰面积为纵坐标绘制标准曲线。

1.2.4 添加回收率试验

分别称取空白土壤、马铃薯植株和马铃薯果实样品各 20 g,向其中各添加适量的标准溶液,使其添加质量分数分别为 0.001 、 0.01 、 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,每个质量分数设 5 个平行试验,并按上述分析方法测定回收率。

1.3 田间试验

1.3.1 在马铃薯中的消解动态

设 3 个重复小区,每小区面积 20 m^2 。在马铃薯生长至茎叶期手动喷雾施药处理 1 次,施药剂量为 $720 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。距施药后 2 h、1、3、7、14、21 d 每小区以随机多点方式采集马铃薯植株 2 kg,切碎混匀后按四分法留样 250 g,所有样品用塑料袋封装、编号, $-20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 以下低温冰柜保存待测。

1.3.2 在土壤中的消解动态

在试验地块附近选一块 10 m^2 表面平整、墒情适中的地块做土壤消解动态试验,与马铃薯植株消解动态试验同时进行,人工喷雾施药处理 1 次,施药剂量为 $720 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。距施药后 2 h、1、3、7、14、21 d 以随机多点方式采集土壤(0~10 cm) 2 kg,去除杂物后,碾磨过 1 mm 筛充分混匀,按四分法留样 250 g,所有样品用塑料袋封装、编号, $-20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 以下低温冰柜保存待测。

1.3.3 最终残留试验

设 2 个施药剂量,分别为 $480 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $720 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$, $240 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 噻呋酰胺悬浮剂在马铃薯播种后覆土前垄沟喷雾施药处理 1 次,小区面积 20 m^2 ,重复 3 个小区。在马铃薯收获期每小区随机采集马铃薯 2 kg,切碎混匀后按四分法留样 250 g。每小区采土壤(0~15 cm) 2 kg,去除杂物后碾磨过 1 mm 筛充分混匀,按四分法留样 250 g。所有样品用塑料袋封装、编号, $-20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 以下低温冰柜保存待测。

1.3.4 对照试验

在远离试验区选定不施药的马铃薯地块作为对照区,在马铃薯收获期分别采集马铃薯和土壤各 500

g 作为对照样品,所有样品用塑料袋封装、编号,-20℃以下低温冰柜保存待测。

2 结果与分析

2.1 提取溶剂的选择

分别选取丙酮、甲醇和乙腈这3种常见的提取剂来对比提取效果。结果表明:使用这3种试剂提取均能达到80%以上的回收率,且在色谱图中基本无杂质峰干扰,但由于乙腈价格较高且对人体的危害要强于丙酮和甲醇,而使用甲醇提取马铃薯果实和植株样品在萃取时有轻微的乳化现象,故本实验选取丙酮为提取剂。

2.2 线性关系

分别用色谱纯丙酮配制一系列的噻呋酰胺标准溶液,质量浓度分别为0.02、0.04、0.1、0.2、0.5 mg·L⁻¹,在1.2.2色谱条件下进行测定,求出线性回归方程 $y = 1\ 589.1x - 18.73$,相关系数 $r = 0.999\ 6$,说明其在0.02~0.5 mg·L⁻¹范围内呈良好的线性关系。

2.3 方法的检出限、准确度和精密度

分别称取空白土壤、马铃薯植株和马铃薯果实样品,向其中各添加适量的噻呋酰胺标准溶液,通过添加回收试验获得本方法在土壤、马铃薯植株和马铃薯果实样品中的最低检出质量浓度为0.001 mg·kg⁻¹。当噻呋酰胺在样品中的添加质量分数分别为0.001、0.01、0.05 mg·kg⁻¹时,其平均添加回收率为85.76%~93.53%,变异系数为1.44%~7.33%,完全满足农药残留分析方法的要求(表1),部分色谱图见图1~图4。

2.4 消解动态试验结果

2009—2010年在天津和江苏南京两地开展了2年的大田试验。结果表明:噻呋酰胺在马铃薯植株和土壤中的残留量均随着施药时间的延长而逐渐下降,距施药后21 d,噻呋酰胺在马铃薯植株中的消解率均

在91%以上,其在马铃薯植株和土壤中的残留消解半衰期分别为6.08~6.30 d和4.92~7.07 d(表2)。按照《化学农药环境安全评价试验准则》的评价标准^[1],噻呋酰胺在马铃薯植株和土壤中均属于易降解农药($T_{1/2} < 30$ d)。

2.5 最终残留试验结果

240 g·L⁻¹噻呋酰胺悬浮剂推荐剂量施药1次的试验区,在马铃薯收获期,噻呋酰胺在马铃薯和土壤中的最终残留量分别为0.076 2~0.132 4 mg·kg⁻¹和0.020 7~0.102 8 mg·kg⁻¹;1.5倍推荐剂量施药1次的试验区,噻呋酰胺在马铃薯和土壤中的最终残留量分

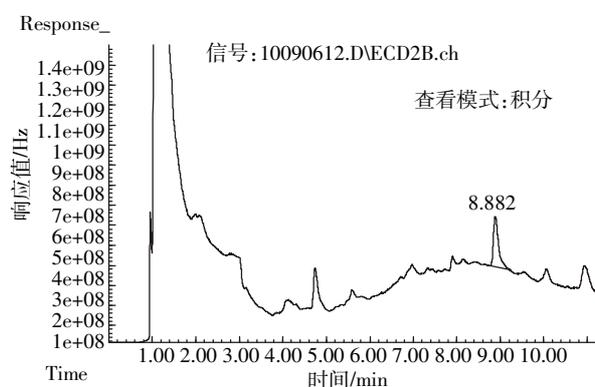


图1 植株中噻呋酰胺添加回收谱图(0.05 mg·kg⁻¹)

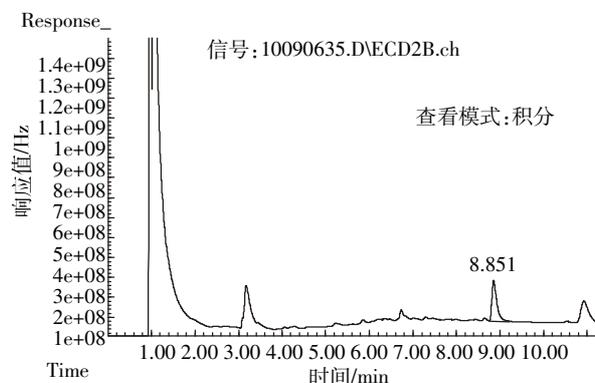


图2 植株样品实测谱图

表1 噻呋酰胺在马铃薯果实、植株和土壤中的添加回收率

样品	添加水平/mg·kg ⁻¹	回收率/%					平均回收率/%	相对标准偏差/%
		1	2	3	4	5		
马铃薯	0.001	92.09	83.52	82.86	89.78	80.55	85.76	5.74
	0.01	90.12	90.40	88.18	85.24	92.82	89.35	3.17
	0.05	91.44	93.55	89.40	90.57	93.87	91.77	2.09
土壤	0.001	83.63	85.05	96.09	83.27	95.37	88.68	7.30
	0.01	93.34	89.88	92.49	86.35	84.62	89.34	4.24
	0.05	88.23	89.37	86.90	90.30	88.85	88.73	1.44
植株	0.001	93.21	86.05	104.69	92.84	90.86	93.53	7.33
	0.01	83.92	92.37	91.91	86.35	89.15	88.74	4.08
	0.05	83.66	84.98	85.70	89.86	88.33	86.50	2.93

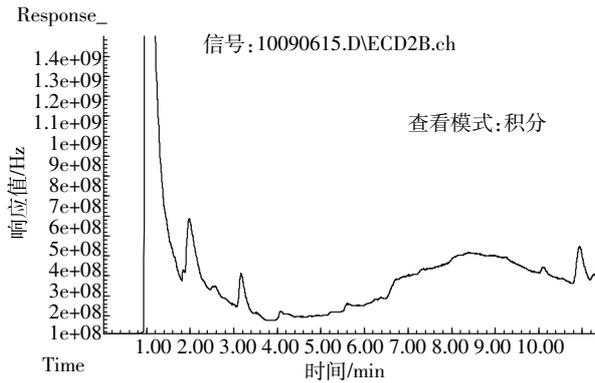


图3 马铃薯空白谱图

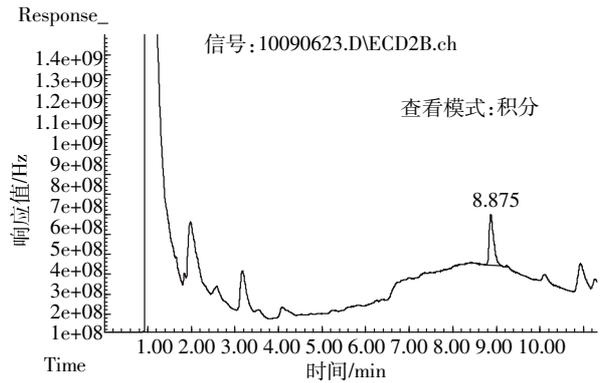


图4 马铃薯中噻呋酰胺添加回收谱图(0.05 mg·kg⁻¹)

表2 噻呋酰胺在马铃薯植株和土壤中残留消解动态

采样间隔时间	天津				南京			
	植株		土壤		植株		土壤	
	残留量/mg·kg ⁻¹	消解率/%						
2 h	2.007 3	—	0.960 8	—	2.153 1	—	0.386 1	—
1 d	1.498 0	25.37	0.585 4	39.07	1.654 1	23.17	0.147 6	61.76
3 d	0.898 3	55.25	0.393 2	59.08	1.234 5	42.66	0.138 8	64.05
7 d	0.458 6	77.15	0.360 4	62.49	0.404 8	81.20	0.108 2	71.96
14 d	0.429 1	78.62	0.134 4	86.01	0.294 5	86.32	0.067 4	82.54
21 d	0.149 3	92.56	0.035 3	96.33	0.193 6	91.01	0.029 0	92.48
消解动态方程	$C_t=1.522 3e^{-0.110t}$		$C_t=0.792 2e^{-0.141t}$		$C_t=1.640 8e^{-0.114t}$		$C_t=0.230 4e^{-0.098t}$	
相关系数/ γ	0.956 7		0.982 6		0.945 3		0.936 6	
半衰期/d	6.30		4.92		6.08		7.07	

别为 0.089 7~0.649 6 mg·kg⁻¹ 和 0.022 5~0.305 0 mg·kg⁻¹。说明随着施药剂量的增加,马铃薯和土壤中噻呋酰胺的累积量呈逐渐增大趋势。

3 结论

本文研究建立了噻呋酰胺在马铃薯和土壤中的残留分析方法,同时研究了噻呋酰胺在马铃薯和土壤中的残留污染行为,建立了 GC-ECD 法测定马铃薯和土壤中噻呋酰胺的残留分析方法。田间残留结果表明:噻呋酰胺在马铃薯植株和土壤中消解较快,在马铃薯播种后覆土前垄沟喷雾施药 240 g·L⁻¹ 噻呋酰胺悬浮剂 1 次,按推荐剂量 480 g·hm⁻² 施用的小区中噻呋酰胺在马铃薯中的最高残留量为 0.132 4 mg·kg⁻¹,按 1.5 倍推荐剂量 720 g·hm⁻² 施用的小区中噻呋酰胺在马铃薯中的最高残留量为 0.649 6 mg·kg⁻¹。目前世界各国均未规定噻呋酰胺在马铃薯中的最大残留限量(MRL)及采收安全间隔期,本研究的最终残留试验结果可以为制定这些标准提供依据。

参考文献:

[1] 潘志刚. 含氟芳香族杀菌剂噻呋酰胺[J]. 世界农药, 2000, 22(5): 56-57.

[2] 肖捷,李巍,周雪琴,等. 2-甲基-4-三氟甲基-5-噻唑甲酸的合成工艺改进[J]. 化学工业与工程, 2011, 28(4): 30-33.

[3] 刘仕. 24%噻呋酰胺 SC 防治水稻纹枯病、稻曲病效果试验[J]. 安徽农学通报, 2011, 17(14): 192-194.

[4] 贺雪平,陈运康,王争文,等. 24%噻呋酰胺(满穗)SC 防治水稻纹枯病研究初报[J]. 农业科技通讯, 2010(2): 44-45.

[5] 陈会柱,钱国华. 24%噻呋酰胺悬浮剂(满穗)对水稻纹枯病的药效试验[J]. 农药科学与管理, 2007, 25(3): 30-31.

[6] 朱卫刚,胡伟群,陈杰. 噻呋酰胺与井冈霉素复配对防治水稻纹枯病的增效作用[J]. 中国稻米, 2011, 17(2): 54-55.

[7] 秦冬梅,秦旭,孙扬,等. 氟虫双酰胺在土壤和白菜中的高效液相色谱分析[J]. 农药, 2009, 48(10): 755-756.

[8] Rejeb S B, Cleroux C, Lawrence J F, et al. Development and characterization of immunoaffinity columns for the selective extraction of a new developmental pesticide thifuzamide from peanuts[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2001, 432(2): 193-200.

[9] Lee K, Jo E. Multiresidue pesticide analysis in Korean ginseng by gas chromatography-triple quadrupole tandem mass spectrometry[J]. *Food Chemistry*, 2012, 134(4): 2497-2503.

[10] 吴厚斌,王国联,李国平,等. 噻呋酰胺的气相色谱分析[J]. 农药科学与管理, 2006, 25(8): 1-3.

[11] 国家环境保护总局. 化学农药环境安全评价试验准则[G]. 北京: 国家环境保护总局, 2003.

伯克氏菌对水稻种子萌发及初生幼苗耐镉性的影响

陆仲烟, 宋正国, 郭军康, 张长波, 沈跃, 刘仲齐*

(农业部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要: 在无菌条件下研究了伯克氏菌对镉胁迫下水稻种子萌发及初生幼苗耐镉性的影响。结果表明:伯克氏菌 D54 能在含 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cd}$ 的培养基中正常生长, 显示出极强的耐镉能力。在 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的镉胁迫下, 接种伯克氏菌能显著提高水稻种子的萌发率, 但在其他镉处理下, 接种伯克氏菌对种子萌发无显著影响。接种伯克氏菌对水稻种子的发芽指数没有影响, 但在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cd}$ 处理下, 接种伯克氏菌能显著提高水稻种子的活力指数和初生幼苗的根长、根表面积、根尖总数和耐性系数。接种伯克氏菌对初生幼苗的芽鲜重无影响, 但能显著提高根鲜重。在 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的高浓度镉处理下, 接种伯克氏菌对根系生长没有影响。

关键词: 植物促生菌; 水稻; 镉; 种子萌发; 伯克氏菌; 耐性系数

中图分类号: X172

文献标志码: A

文章编号: 2095-6819(2013)06-0087-04

Effects of *Burkholderia* on Rice Seed Germination and Cd-tolerance of Rice Seedlings

LU Zhong-yan, SONG Zheng-guo, GUO Jun-kang, ZHANG Chang-bo, SHEN Yue, LIU Zhong-qi*

(Agro-environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China)

Abstract: We studied the effect of *Burkholderia sp.*D54 on rice seed germination and Cd-tolerance of rice seedlings under gnotobiotic Cd stress. The results showed that *Burkholderia sp.*D54 could grow normally under $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cd}$ stress. Inoculation of *Burkholderia sp.*D54 significantly increased rice seed germination rate under $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cd}$ stress, but it had no effect on germination index of any Cd treatment. Inoculation with *Burkholderia sp.*D54 could significantly improve vigour index of rice seeds and total root length, surface area, tip numbers and tolerance index of rice seedlings under $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cd}$ stress. Inoculation of *Burkholderia sp.*D54 could promote the growth of rice roots, but had no effect on the shoot. There were no significant difference of root length, surface area, tip numbers between inoculated and uninoculated one under $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Cd}$ stress.

Keywords: PGPR; rice; cadmium; seed germination; *Burkholderia sp.*D54; tolerance index

镉污染已经成为我国最严峻的土壤污染问题之一, 并因其毒性大、污染范围广而备受关注^[1]。镉是植物生长发育的非必需元素, 在体内积累到一定程度就会影响植物的生理代谢过程, 抑制作物生长, 最终导致产量降低, 甚至颗粒无收^[2-4]。由于传统的物理、化学修复方法成本很高, 而且容易造成二次污染, 新兴的生物修复技术尚未成熟, 仍处在探索完善阶段^[5]。在镉污染稻区寻求一种有效的途径来提高水稻的耐镉能力,

并降低籽粒对镉的积累, 使稻米镉含量低于国家标准是解决镉污染稻区稻米安全生产的一种有效方法。

根系促生菌(PGPR)是指生活于植物根系, 并能直接或间接促进植物生长的微生物^[6]。PGPR 能通过产生生长素、铁载体、ACC 脱氨酶和增加根系溶磷量等途径来促进植物生长, 提高植物抗病性和抗逆性^[7]。陈佛保等^[8]研究了芽孢杆菌对缓解水稻锌胁迫的作用, 结果发现: 在水稻受 $600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的锌胁迫条件下, 接种芽孢杆菌 DBM 仍能有效缓解锌毒害, 显著促进水稻生长, 加菌处理比不加菌对照的地上部和根部干重分别高出 97.8% 和 77.2%, 锌含量分别降低了 15.1% 和 19.9%。耐镉促生菌在提高水稻耐镉能力和促进产量形成中具有很大的发展潜力和应用价值。

本研究通过接种耐镉促生菌伯克氏菌 D54 于水

收稿日期: 2013-07-22

基金项目: 国家自然科学基金项目(41071217); “十二五”农村领域国家科技计划课题: 城郊障碍农田土壤修复关键技术研究(2012AA101404-5); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项

作者简介: 陆仲烟(1988—), 男, 广西百色人, 硕士研究生, 主要从事土壤生态与修复的研究。E-mail: luzhongyan666@sina.com

* 通信作者: 刘仲齐 E-mail: liuzhongqi508@163.com

稻生长环境中,研究了耐镉促生菌对水稻种子萌发的影响,并分析了初生幼苗的根系形态,揭示耐镉促生菌对水稻初生幼苗耐镉性的影响,为耐镉促生菌的应用提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

水稻品种:湘 24,购于湖南农丰种业有限公司;伯克氏菌 D54,中国农业部环境保护科研监测所生态毒理与环境修复中心提供。

1.2 伯克氏菌生长曲线的测定

分别设置 0、50、100、300、500、1 000 mg·L⁻¹ 的镉浓度处理,每个处理重复 3 次,测定伯克氏菌的生长曲线。取培养液保存的菌液 2 mL 加入 200 mL 的改良 SMN 液体培养基中,在 38 ℃ 的摇床上以 150 r·min⁻¹ 的转速培养 72 h,作为种子液。取 2 mL 种子液接入 100 mL 无菌及含各浓度镉的改良 SMN 液体培养基中,在 38 ℃、150 r·min⁻¹ 条件下振荡培养 128 h。每 8 h 取样测定菌液在波长 660 nm 下的 OD 值。以时间为横坐标,OD 值为纵坐标绘制菌株在不同镉浓度下的生长曲线。培养基的组成为:甘露醇,1%;(NH₄)₂SO₄,0.2%;蛋白胨,0.2%;K₂HPO₄,0.05%;MgSO₄,0.05%;NaCl,0.01%;FeSO₄,0.005%;MnSO₄,0.005%;pH 值,7.0。

1.3 发芽实验

分别设置①无菌水(CK),②1×10⁸ cfu·mL⁻¹ 的菌液(B),③10 mg·L⁻¹Cd(Cd₁),④10 mg·L⁻¹Cd+1×10⁸ cfu·mL⁻¹ 的菌液(Cd₁+B),⑤50 mg·L⁻¹Cd(Cd₂),⑥50 mg·L⁻¹Cd+1×10⁸ cfu·mL⁻¹ 的菌液(Cd₂+B),⑦100 mg·L⁻¹Cd(Cd₃) ⑧100 mg·L⁻¹Cd+1×10⁸ cfu·mL⁻¹ 的菌液

(Cd₃+B)8 个处理,采用完全随机设计,随机排列,重复 3 次。选取饱满均一的水稻种子在 5% NaClO 溶液中浸泡 15 min 后,用无菌水洗净,浸种催芽 24 h 后,转入盛有 10 mL 无菌水或含菌液或含各浓度镉的溶液的铺有双层滤纸的培养皿中,每皿 50 粒。在培养箱中以光照 16 h,黑暗 8 h,28 ℃ 的条件连续培养 7 d。期间喷洒无菌水使滤纸保持湿润。

1.4 测定指标与方法

发芽期间每日记录发芽的种子数,第 7 d 结束后,每皿分别随机取 5 株用根系扫描仪(EPSON STD 1600,WinRhizo system V.4.0b)进行扫描,测定幼苗的总根长、表面积、体积和根尖数。再随机取 10 株分别测定幼苗的根鲜质量和芽鲜质量,计算各处理下水稻种子的发芽率、发芽指数、活力指数和耐性系数。

发芽率(G)=(发芽种子数/供试种子数)×100%

发芽指数(GI)= $\sum(Gt/Dt)$ (Gt 为 t d 的发芽数, Dt 为发芽日数)

活力指数(VI)= $S \times GI$ (S 为幼苗总根长)^[9]

耐性系数(TI)= RLm/RLc (RLm 为各处理中根系的长度, RLc 为对照的根系长度)^[10]

1.5 数据分析

所得数据采用 Excel 和 SAS8.0 进行统计分析,单方面分类的方差分析(one-way ANOVA),Duncan's multiple-range test 多重比较检验显著性差异($P \leq 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 镉胁迫对伯克氏菌生长的影响

如图 1 所示,菌株在各浓度的镉胁迫下都能生长,显示出极强的耐镉能力。当镉胁迫浓度在 500

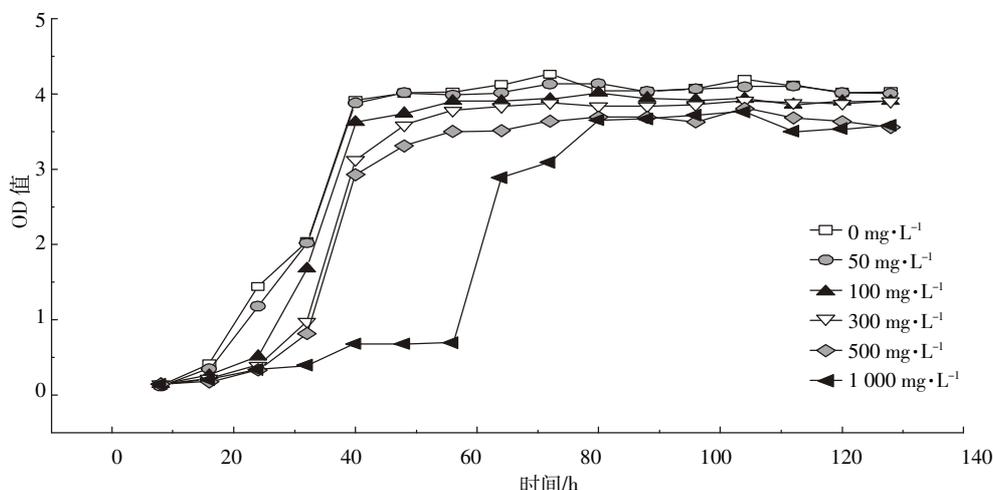


图 1 不同浓度镉胁迫下伯克氏菌的生长曲线

mg·L⁻¹ 以下时, 菌株进入各生育期的时间基本一致。进入稳定期后, 50 mg·L⁻¹ 的镉浓度处理的 OD 值与对照基本一致。从 100 mg·L⁻¹ 的镉处理开始随着镉浓度的提高, OD 值逐渐降低。但其降幅不大, 表明高浓度镉胁迫虽对菌株的生长有所抑制, 但作用不明显。在 1 000 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 菌株进入对数期和稳定期的时间延缓, 生长相对滞后, 进入稳定期后其细胞浓度也较低。表明只有在极高的镉胁迫下, 伯克氏菌 D54 的生长才会受到抑制。

2.2 伯克氏菌对水稻种子萌发的影响

如表 1 所示, 随着镉处理浓度的提高, 种子的萌发率、发芽指数、活力指数和初生幼苗的根鲜重和芽鲜重都降低。在 10 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 水稻种子的萌发率与对照无显著差异。当镉胁迫浓度提高到 50 mg·L⁻¹ 和 100 mg·L⁻¹ 时, 水稻种子的萌发才明显受到抑制。在 50 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 接种伯克氏菌能显著提高水稻种子的萌发率 ($P \leq 0.05$), 但在其他镉处理下, 接种伯克氏菌对种子萌发的影响不显著。接种伯克氏菌对水稻种子的发芽指数无影响。在 10 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 接种伯克氏菌处理的活力指数显著提高, 但在其他浓度镉处理下, 接种与不接种处理的活力指数无显著差异。在 0、10、50 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 接种处理能显著提高初生幼苗的根鲜重, 但在 100 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 接种处理与不接种处理的根鲜重无显著差异。在各浓度的镉胁迫下, 芽鲜重都无显著差异。接种处理的芽鲜重较相同浓度镉处理的不接种对照有所提高, 但其差异不显著。

2.3 伯克氏菌对镉胁迫下水稻初生幼苗根系形态的影响

如表 2 所示, 随着镉处理浓度的提高, 水稻初生幼苗的总根长、表面积和根尖数都有所降低。在 10 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 初生幼苗的总根长、表面积、根尖

数都显著高于相同浓度镉胁迫下的不加菌对照 ($P \leq 0.05$)。在其他浓度镉处理下, 接种处理的总根长、表面积、体积、根尖数比相同镉处理下的不加菌对照都有所增加, 但其差异不显著。与其他形态指标相比, 镉胁迫对根系体积的影响较小, 当镉胁迫浓度在 100 mg·L⁻¹ 时, 才表现出明显的抑制作用。

2.4 伯克氏菌对镉胁迫下水稻初生幼苗耐镉性的影响

如图 2 所示, 随着镉处理浓度的提高, 水稻初生幼苗的耐性系数显著降低。在 0 mg·L⁻¹ 和 10 mg·L⁻¹ 的镉浓度下, 接种处理的耐性系数显著高于不接种处理 ($P \leq 0.05$)。在 50 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 接种处理的耐性系数较不接种处理有所提高, 但其差异不显著。在 100 mg·L⁻¹ 的镉胁迫下, 接种处理的耐性系数与不接种处理无显著差异。

3 讨论

伯克氏菌 D54 能产生生长素、ACC 脱氨酶、铁载体和具有溶磷能力等植物促生菌的基本特性, 能显著提高番茄、美洲商陆和籽粒苋的生物量和对重金属的耐性^[11-12]。当植物遭受重金属胁迫时, 植物最先感应的是根系器官, 通过根系生长发育和代谢来适应逆境胁迫^[13]。研究表明, 在镉胁迫下, 根系较长的植物对重金

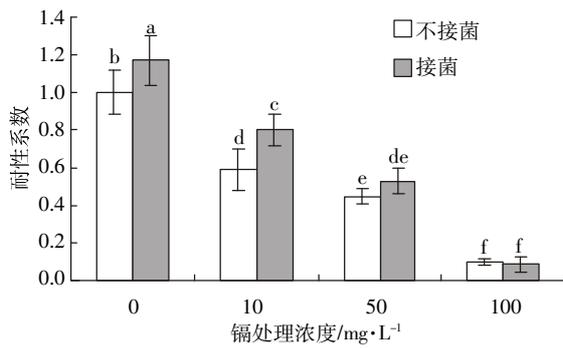
表 2 各浓度镉胁迫下接种伯克氏菌对初生幼苗根系形态的影响

处理	总根长/cm	表面积/cm ²	体积/cm ³	根尖数
CK	21.9±2.63b	4.35±0.34ab	0.069±0.003a	68.7±25.68a
B	25.5±2.92a	4.85±0.4a	0.074±0.01a	81.27±18.84a
Cd ₁	12.86±2.29d	3.14±0.35c	0.06±0.005a	34.6±13.01c
Cd ₁ +B	17.47±1.66c	4±0.25b	0.073±0.009a	47.47±8.42b
Cd ₂	9.75±0.89e	2.79±0.28c	0.066±0.017a	20.8±3.82d
Cd ₂ +B	11.60±1.63de	3.05±0.52c	0.064±0.009a	23.67±4.17d
Cd ₃	2.22±0.45f	1.04±0.17d	0.039±0.005b	5.07±0.31e
Cd ₃ +B	2.25±0.89f	1.07±0.27d	0.04±0.007b	6.2±3.29e

表 1 各浓度镉胁迫下接种伯克氏菌对水稻种子萌发的影响

处理	萌发率/%	发芽指数	活力指数	根鲜重/mg	芽鲜重/mg
CK	0.95±0.036ab	15.77±0.33ab	345.243±41.02b	13.63±2.66b	13.03±1.85ab
B	0.98±0.006a	15.99±0.19a	407.85±47.56a	17.56±1.49a	16.3±2.69a
Cd ₁	0.9±0.015b	14.9±0.5bc	192.4±40.89d	10.13±1.46c	11.73±1.68b
Cd ₁ +B	0.93±0.04ab	14.57±0.38cd	254.59±26.76c	12.66±2.84b	13.33±0.81ab
Cd ₂	0.64±0.04d	13.69±0.5de	133.37±12.39e	4.34±1.11d	10.67±1.47b
Cd ₂ +B	0.81±0.042c	13.36±0.5e	154.6±20.15de	8.47±0.67c	14.17±2.25ab
Cd ₃	0.29±0.04e	5.15±0.50f	11.47±3.08f	0.90±0.11e	11.05±2.04b
Cd ₃ +B	0.29±0.06e	5.14±1.05f	11.98±6.51f	1.1±0.2e	11.21±0.97b

注: 同一列数据中不同字母表示差异显著 ($P \leq 0.05$)。下同。



图中不同字母表示各处理间差异显著($P\leq 0.05$)

图2 各浓度镉胁迫下,接种伯克氏菌对水稻初生幼苗耐镉性的影响

属表现出较强的耐性,镉胁迫下各处理根长和对照根长的比值能很好地指示植物对镉的耐受性^[10,14]。本试验中,在 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的镉胁迫下,接种伯克氏菌能显著提高水稻种子的活力指数和初生幼苗的根系鲜重、根系总长、表面积、根尖数和耐性系数,但在高浓度的镉胁迫下,接种伯克氏对根系的生长没有促进作用。这可能是因为高浓度的镉胁迫已经对水稻种子和初生幼苗造成了不可逆的损伤,使菌株的促生效果不明显。本实验整个过程都是在无菌条件下完成,根系总长度、根表面积和根尖数的提高可能是伯克氏菌产生的植物激素的促进作用。

水稻种子的萌发率不易受镉影响,只有遭受很高浓度的重金属胁迫时,萌发率才会明显受到抑制,镉胁迫对芽鲜重的抑制作用也较弱,接种伯克氏菌对其影响也较小。在较低浓度镉胁迫下,接种伯克氏菌显著促进了根系生长,使种子的活力指数也显著提高。在种子萌发时期,种子的生根易受镉的抑制,当镉浓度提高到 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后,根系几乎没有生长。Madhaiyan 等^[15]研究发现,在无菌条件下,接种甲基杆菌 CBMB20 和伯克氏菌 CBMB40 都能显著提高番茄种子在镍和镉胁迫下的生根能力,接菌后番茄对重金属的耐性系数也显著提高。接种伯克氏菌能在一定程度上缓解根系受镉的毒害,可能是因为菌株本身对镉的吸附作用,使环境中的镉浓度降低,也可能是菌株产生的铁载体降低了根系对镉的吸收^[16-17]。

4 结论

镉胁迫对水稻种子的萌发影响较小,只有在极高浓度胁迫下,才会表明出明显的抑制作用;初生水稻幼苗的根系对镉极其敏感;接种伯克氏菌 D54 对水稻种子的萌发率和发芽指数没有影响,但在低浓度的镉胁迫下,接种伯克氏菌 D54 能提高水稻种子萌发

的活力指数,对水稻初生幼苗的生根具有较好的促进作用,提高水稻初生幼苗的耐镉能力。

参考文献:

- [1] 陈志良,莫大伦,仇荣亮.镉污染对生物有机体的危害及防治对策[J]. 环境保护科学,2001,27(4):37-39.
- [2] Seregin I V, Ivanov V B. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants[J]. *Russian J of Plant Physiology*, 2001,48: 523-544.
- [3] Dalcorso G, Farinati S, Maistri S, et al. How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression[J]. *J Integr Plant Biol*, 2008, 50: 1268-1280.
- [4] Schützendübel A, Schwanz P, Teichmann T, et al. Cadmium-induced changes in anti-oxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in Scot spine roots[J]. *Plant Physiol*, 2001, 127: 887-898.
- [5] 梁家妮,马友华,周静.土壤重金属污染现状与修复技术研究[J]. 农业环境与发展,2009(4):45-49.
- [6] Klopper J W, Leong T, Teintze M, et al. Enhanced plant growth by siderophones produced by plant growth-promoting rhizobacteria [J]. *Nature*, 1980, 286(1):885-886.
- [7] 康贻均,程洁.植物根系促生菌作用机制研究进展[J]. 应用生态学报,2010,21(1):232-238.
- [8] 陈佛保,柏珺,林庆祺,等.植物根际促生菌(PGPR)对缓解水稻受土壤镉胁迫的作用[J]. 农业环境科学学报,2012,31(1):67-74.
- [9] 何俊瑜,任艳芳,周国强,等.不同水稻品种种子萌发期耐镉性的研究[J]. 华北农学报,2010,25(3):108-112.
- [10] Wilkins D A. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth[J]. *New Phytol*,1978, 80: 623-633.
- [11] Guo Junkang, Tang Shirong, Ju Xuhai, et al. Effects of inoculation of a plant growth promoting rhizobacterium *Burkholderia sp.* D54 on plant growth and metal uptake by a hyperaccumulator *Sedum alfredii* hance grown on multiple metal contaminated soil[J]. *World J Microbiol Biotechnol*, 2011, 27(1): 2835-2844.
- [12] 廖上强,郭军康,王芳丽,等.美洲商陆和籽粒苋对接种伯克氏菌的生理生化响应及其对富集镉的影响[J]. 环境科学学报,2012,32(1):213-223.
- [13] 何俊瑜,任艳芳,王阳阳,等.不同耐性水稻幼苗根系对镉胁迫的形态及生理响应[J]. 生态学报,2011,31(2):522-528.
- [14] Di Toppi L S, Gabbrielli R. Response to cadmium in higher plants [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 1999, 41(2): 105-130.
- [15] Madhaiyan M, Poonguzhali S, Tongmin Sa. Metal tolerating methylo-trophic bacteria reduces nickel and cadmium toxicity and promotes plant growth of tomato (*Lycopersicon esculentum* L.) [J]. *Chemosphere*, 2007, 69(1): 220-228.
- [16] Zaidi S, Musarrat J. Characterization and nickel sorption kinetics of a new metal hyper-accumulator *Bacillus* sp [J]. *J Environ Sci Health A*, 2004, 39(1):681-691.
- [17] Kuffner M, Puschenreiter M, Wieshammer G, et al. Rhizosphere bacteria affect growth and metal uptake of heavy metal accumulating willows [J]. *Plant and Soil*,2008,304(1):35-44.

氮肥形态对坡耕地雨季土壤养分流失的影响

罗付香, 林超文*, 涂仕华, 庞良玉, 张建华, 罗春燕, 朱波, 朱永群

(四川省农业科学院土壤肥料研究所, 四川 成都 610066)

摘要:为了明确氮肥形态对土壤养分流失通量及途径的影响,采用随机区组试验设计,利用模拟径流小区观测的方法,研究在地膜覆盖与不覆盖情况下氮肥形态对坡耕地雨季土壤养分流失通量及途径的影响。研究结果表明:壤中流氮、磷和钾的流失量分别占总径流流失量的71.30%、6.36%和8.85%,说明磷和钾流失的主要途径是地表径流,而氮流失的主要途径是壤中流,地膜覆盖降低酰胺态氮肥和缓控释肥处理氮素流失量,其中酰胺态氮肥处理地膜覆盖较不覆盖壤中流氮流失浓度和径流氮素流失量分别降低40.40%和29.32%。在无覆盖条件下,各处理径流氮素流失顺序表现为:酰胺态氮肥>铵态氮肥>缓控释肥>硝态氮肥,施用硝态氮肥氮素流失量最低,较施用酰胺态氮肥氮素流失少40.86%。在地膜覆盖条件下,各处理径流中氮素流失顺序表现为:铵态氮肥>酰胺态氮肥>硝态氮肥>缓控释肥,施用缓控释肥氮素流失量最低,较施用铵态氮肥氮素流失少59.60%。结果表明在四川紫色丘陵区为了有效控制水土养分流失,在肥料形态的选择上,以无覆盖条件下施用硝态氮肥较好,以地膜覆盖条件下施用缓控释肥较好。

关键词:氮肥形态;覆盖;土壤;养分流失

中图分类号:X522

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2013)06-0091-05

Effect of Nitrogenous Fertilizer Modality on Soil Nutrient Loss of Sloping Land in Rainy Season

LUO Fu-xiang, LIN Chao-wen*, TU Shi-hua, PANG Liang-yu, ZHANG Jian-hua, LUO Chun-yan, ZHU Bo, ZHU Yong-qun

(Soil and Fertilizer Institute, Sichuan Academy of Agricultural Sciences, Chengdu 610066, China)

Abstract: In order to discuss the effects of nitrogen forms on soil nutrient loss fluxes and approach, we used randomized block experiment design, under simulated runoff observation method to study the effect of nitrogen forms and mulching on soil nutrient loss fluxes and approach in slope land. The results showed that the interflow loss of nitrogen, phosphorus and potassium was 71.30%, 6.36% and 8.85% respectively of the total runoff. It indicated that the main way of phosphorus and potassium loss in the runoff was surface runoff, but the main way of nitrogen loss in the runoff was interflow. The nitrogen loss of amide nitrogen fertilizer and controlled release fertilizer was reduced by plastic mulching, the interflow nitrogen concentration and nitrogen loss quantity of amide nitrogen fertilizer by plastic mulching was reduced 40.40% and 29.32% compared with no mulching. On no mulching, the total nitrogen loss of runoff was given as follows: amide nitrogen fertilizer>ammonium nitrogen fertilizer>controlled release fertilizer>nitrate fertilizer, the nitrogen loss was minimum by nitrate nitrogen fertilizer on no mulching, it was 40.86% fewer than that of using amide nitrogen fertilizer. On plastic mulching, the total nitrogen of runoff was given as follows: ammonium nitrogen fertilizer>amide nitrogen fertilizer>nitrate fertilizer>controlled release fertilizer, the nitrogen loss was minimum by slow controlled release fertilizer on plastic film mulching conditions, it was 59.60% fewer than that of using ammonium fertilizer. In order to effectively control water and soil nutrient loss of purple hilly area in Sichuan Province, we recommend using nitrate nitrogen in bare soil conditions and using controlled release fertilizer in the plastic mulching conditions.

Keywords: nitrogenous fertilizer modality; mulching; soil; nutrient loss

收稿日期:2013-07-09

基金项目:国家科技支撑计划(2012BAD05B03-8);国际植物营养研究所、国家公益性行业(农业)科研专项(201003014-6-4);四川省公益性农业专项(12ZC1930);四川省农业科学院青年基金(2012QNJJ-019)

作者简介:罗付香(1981—),女,四川资阳人,硕士,助理研究员,主要从事农业生态及水土保持方面研究工作。E-mail:luofx06@126.com

*通信作者:林超文 E-mail:linchaowen2002@yahoo.com.cn

为了提高粮食单产, 满足我国对粮食的需要, 从 20 世纪 70 年代初期以来, 我国农业生产的化肥投入逐年迅速增加, 不合理的施肥不仅没有带来增产, 反而造成肥料利用率低下和水体污染^[1-3]。据估算, 2002 年我国农田化肥氮(2 471 万 t)通过损失进入环境, 影响环境质量的数量达到 471.8 万 t^[4]。因此, 深入系统地研究氮肥对土壤侵蚀、土壤养分流失途径及通量的影响, 对土壤养分流失控制和农业面源污染防治具有重要意义。

紫色丘陵区是四川盆地的粮食主产区, 化肥施用量相对较大, 但由于紫色土土层浅薄, 土壤质地轻, 土壤发育浅、结构差, 土壤保水能力低, 土壤饱和和渗漏率大(可达 2~3 mm·min⁻¹), 土壤下渗水量很大^[5], 且该区降水集中^[6], 因此该区农田水土流失严重^[7-8], 农田养分排放对环境的压力很大。近年来, 不少学者针对紫色土坡面的侵蚀产沙和养分随地表径流和泥沙迁移规律及影响因素做过一些研究^[9-10]。但前人的研究主要集中在耕作方式、施肥方式、雨强、坡度及氮肥运筹等因素对养分流失的影响方面^[11-14]。有关氮肥形态对养分损失的研究还处于探索阶段^[15-16], 将氮肥形态和覆盖对养分流失通量、途径等结合起来研究的较为鲜见。为此, 本文以紫色土坡耕地为研究对象, 利用自然降雨的方法, 研究氮肥形态和覆盖对坡耕地雨季土壤径流、土壤侵蚀和养分流失通量及途径, 以期为提高土壤氮肥利用率减少农业面源污染提供理论依据。

1 材料方法

1.1 研究地概况

本试验布设在长江上游沱江水系花椒沟小支流的响水滩上段, 属于四川省资阳市雁江区松涛镇的响水村, 供试土壤为遂宁组母质发育的紫色土红沙土, 试验实施时的土壤养分含量为: pH7.9, 有机质 9.2 g·kg⁻¹, 全氮 0.53 g·kg⁻¹, 全磷 0.69 g·kg⁻¹, 全钾 24.9 g·kg⁻¹, 碱解氮 42.0 mg·kg⁻¹, 有效磷 3.0 mg·kg⁻¹, 有效钾 90.2 mg·kg⁻¹。

1.2 试验设计

试验选择玉米成单 18 号, 以覆盖处理为主因素(A), A1 为无覆盖, A2 为地膜覆盖, 氮肥形态为副因素(B), B1 为铵态氮(碳酸氢铵), B2 为硝态氮(硝酸钙), B3 为酰胺态氮(尿素), B4 为缓控释氮(缓控释氮肥为高分子材料包衣, 由 Agrium 公司提供), 共计 8 个处理, 每个处理重复 3 次, 共 24 个小区, 小区面积 8 m², (坡长 4 m, 宽 2 m), 玉米于 2011 年 4 月 1 日

播种, 8 月 5 日收获, 种植方式是距小区两边 65 cm 处各种 1 行玉米, 顺坡起垄, 垄高 10 cm, 株距 25 cm, 每行 16 株, 共 32 株, 种植密度为 42 000 株·hm⁻²。在玉米播种后采用全垄覆盖的方式进行地膜覆盖, 氮肥采用基肥: 苗肥: 拔节肥: 攻苞肥=1:2:2:5 方式, 磷肥用过磷酸钙, 钾肥用氯化钾都采用基肥的方式施用, 地膜覆盖或者不覆盖条件下施肥方式均为兑水窝施, 每个小区的具体施肥量见表 1。

表 1 玉米施肥量(kg·hm⁻²)

肥料	4 月 1 日	4 月 25 日	5 月 10 日	6 月 15 日
N	30	60	60	150
P ₂ O ₅	150	0	0	0
K ₂ O	75	0	0	0

注: 碳酸氢铵 N 含量按 17% 计算, 硝酸钙 N 含量按 17% 计算, 尿素 N 含量按 46% 计算, 缓控释氮 N 含量按 44% 计算, 过磷酸钙 P₂O₅ 按 10% 计算, 氯化钾 K₂O 含量按 60% 计算。

1.3 研究方法

在自然降雨条件下采用模拟径流小区的方法进行研究, 小区坡度为 10°, 小区面积 8 m²(坡长 4 m, 宽 2 m), 小区四周用砖砌成, 下垫面用混泥土, 土层厚度 60 cm, 土壤底部保持与土面相同坡度收集壤中流于小区底部下端, 小区坡面下部用集流装置收集地表径流。

1.4 测试项目和分析方法

每次自然降雨产流后, 测定地表径流和壤中流径流量、径流中的泥沙含量以及径流池中的泥沙含量, 并分别取样分析径流中总溶解性氮(TDN)、总溶解性磷(TDP)和总溶解性钾(TDK)的含量。总溶解性氮的测定用铁粉还原凯氏定氮法, 总溶解性磷的测定用钼锑抗比色法、总溶解性钾的测定用火焰光度法^[17]。

1.5 数据统计

养分流失通量: 根据每次自然降雨的地表径流和壤中流量乘以相应的流失浓度; 试验数据处理: 采用 Excel 2003 和 DPS 6.55 进行方差分析和多重比较。

2 结果与分析

2.1 试验期间降雨特征

试验期间(2011 年 4 月 1 日—2011 年 9 月 18 日)降雨总量 640.5 mm, 降雨日 29 d, 最大单次降雨量 100 mm(2011 年 7 月 29 日), 单次雨量 30 mm 以上的降雨 7 次, 产生径流的降雨 7 次。玉米季生长季(2011 年 4 月 1 日—2011 年 8 月 5 日)降雨量 468.95 mm, 降雨日 24 d, 攻苞肥施用后第一次产生径流的时间是 2011 年 7 月 29 日, 相距攻苞肥施用时间近 1 个半

月,最大单次降雨量 100 mm(2011年7月29日),单次雨量 30 mm 以上的降雨 4 次,产生径流的降雨 5 次。

2.2 氮肥形态对水土流失的影响

氮肥形态对径流量和土壤侵蚀量的影响结果见表 2。

表 2 氮肥形态对径流量和土壤侵蚀量的影响

处理	地表径流/mm	壤中流/mm	径流/mm	地表径流/径流/%	侵蚀总量/ t·hm ⁻²
A1	153.59a	25.94a	179.53a	85.55a	3.38a
A2	141.89a	25.82a	167.71a	85.02a	2.44a
A1B1	159.11a	23.20b	182.3ab	87.32a	4.33ab
A1B2	141.63a	28.32b	169.95ab	84.43a	3.09abc
A1B3	164.00a	28.72b	192.72a	84.83a	3.23abc
A1B4	149.65a	23.5b	173.15ab	85.62a	2.86abc
A2B1	127.88a	47.7a	175.58ab	72.85b	1.83bc
A2B2	126.34a	23.28b	149.61b	84.73a	4.52a
A2B3	156.36a	20.27b	176.63ab	89.27a	1.82bc
A2B4	156.98a	12.03b	169.01ab	93.21a	1.60c

注:不同小写字母表示 5%水平差异显著性,不同大写字母表示 1%水平差异显著性。下同。

从表 2 可看出,各处理均表现为地表径流大于壤中流,其中不同氮肥形态对地表径流深的影响不显著,对壤中流深、径流总深、地表径流深/径流总深(%)和土壤侵蚀的影响显著,其中地膜覆盖条件下壤中流铵态氮肥处理显著高于其他处理,地膜覆盖条件下硝态氮肥处理径流总深显著低于无覆盖条件下酰胺态氮肥处理,地膜覆盖条件下铵态氮肥处理地表径流/径流显著低于其他处理,无论是在地膜覆盖还是不覆盖的情况下均是缓控释肥处理土壤侵蚀量最低。

从表 2 可看出,地膜覆盖对地表径流、壤中流、总径流深、地表径流深/径流总深和侵蚀总量影响不显著,但是不同氮肥形态表现不同,地膜覆盖铵态氮肥处理壤中流较无覆盖条件铵态氮肥处理壤中流大 105.60%,差异达显著水平,无覆盖条件下铵态氮肥处理地表径流深/径流总深较地膜覆盖条件下铵态氮肥处理地表径流深/径流总深大 19.86%,差异达显著水平。

2.3 氮肥形态对径流养分流失浓度的影响

氮肥形态对径流养分流失浓度的影响见表 3。

从表 3 中可以看出,氮素流失表现为壤中流流失浓度大于地表径流流失浓度,而磷和钾的流失浓度则表现为地表径流大于壤中流流失浓度,其中壤中流氮素流失浓度是地表径流氮素流失浓度的近 3~15 倍,说明土壤径流中磷和钾流失的主要途径是地表径流,而氮素流失的主要途径是壤中流,究其原因主要是因

表 3 氮肥形态对径流养分流失浓度的影响

径流途径	处理	总氮 TDN/mg·L ⁻¹	总磷 TDP/mg·L ⁻¹	总钾 TDK/mg·L ⁻¹	
地表径流	A1	3.84a	0.90a	4.07b	
	A2	5.10a	1.05a	4.73a	
	A1B1	6.12a	0.83ab	3.53bc	
	A1B2	2.66a	0.93ab	3.03c	
	A1B3	3.21a	1.13ab	4.23b	
	A1B4	3.35a	0.73b	5.48a	
	A2B1	3.57a	1.09ab	4.47ab	
	A2B2	6.62a	1.23a	4.55ab	
	A2B3	3.83a	0.98ab	4.37b	
	A2B4	6.39a	0.92ab	5.55a	
	壤中流	A1	27.18a	0.30a	1.73a
		A2	26.27a	0.29a	2.13a
A1B1		30.51abc	0.32a	1.91b	
A1B2		18.65c	0.17a	1.58b	
A1B3		39.01a	0.35a	1.85b	
A1B4		20.57bc	0.35a	1.60b	
A2B1		35.49ab	0.34a	3.15a	
A2B2		23.39bc	0.31a	2.23ab	
A2B3	23.25bc	0.29a	1.82b		
A2B4	22.98bc	0.22a	1.32b		

为磷和钾易于吸附于土壤颗粒上,难于移动,而氮易于随水土流失。

从表 3 中可以看出,对于地表径流而言,氮、磷和钾素流失浓度均表现为地膜覆盖大于无覆盖,对于壤中流而言,氮素和磷素流失浓度表现为无覆盖大于地膜覆盖,钾素流失浓度表现为地膜覆盖大于无覆盖,差异均未达显著水平。

从表 3 中可以看出,氮肥形态对地表径流磷和钾以及壤中流氮和钾流失浓度影响显著,对地表径流氮素和壤中流磷素流失浓度影响不显著,对于地表径流而言,在无覆盖条件下硝态氮肥处理的全氮流失浓度最低,较铵态氮肥全氮流失浓度低 56.54%,缓控释肥处理的全磷流失浓度最低,较酰胺态氮肥全磷流失浓度低 35.40%;地膜覆盖条件下,硝态氮肥处理全氮和全磷流失浓度最大,缓控释肥处理全钾流失浓度显著高于酰胺态氮肥处理。对于壤中流而言,无覆盖条件下硝态氮肥处理全氮流失浓度最低,较酰胺态氮肥处理全氮流失浓度低 52.19%,地膜覆盖条件下缓控释肥处理氮、磷和钾流失浓度最低,分别较铵态氮肥处理氮、磷和钾流失浓度低 35.25%、35.29%和 58.10%。

2.4 氮肥形态对径流养分流失通量及途径的影响

从表 4 和表 5 中可以看出,无论是地表径流还是壤中流均表现为氮素流失量大于钾素流失量大于磷素流失量,其中壤中流氮素流失量占总流失量的

表 4 氮肥形态对径流养分流失量的影响(kg·hm⁻²)

径流途径	处理	总氮 TDN	总磷 TDP	总钾 TDK	
地表径流	A1	4.45a	1.72a	5.02a	
	A2	4.68a	1.64a	5.27a	
	A1B1	5.93ab	2.12a	4.80a	
	A1B2	3.23b	1.50a	3.93a	
	A1B3	4.35ab	2.11a	5.20a	
	A1B4	4.30ab	1.15a	6.14a	
	A2B1	3.72ab	1.56a	5.04a	
	A2B2	4.21ab	1.63a	4.16a	
	A2B3	4.35ab	1.79a	5.24a	
	A2B4	6.436a	1.58a	6.65a	
	壤中流	A1	10.92a	0.08a	0.43a
		A2	11.74a	0.08a	0.56a
		A1B1	11.13b	0.07ab	0.37b
		A1B2	8.51b	0.05b	0.47b
		A1B3	15.51ab	0.10ab	0.47b
		A1B4	8.55b	0.12ab	0.41b
A2B1		24.03a	0.16a	1.18a	
A2B2		8.46b	0.06ab	0.50b	
A2B3		9.68b	0.05b	0.39b	
A2B4		4.78b	0.02b	0.18b	
总径流		A1	15.37a	1.80a	5.45a
		A2	16.42a	1.72a	5.83a
		A1B1	17.05ab	2.19a	5.17a
		A1B2	11.74b	1.55a	4.40a
		A1B3	19.85ab	2.21a	5.67a
		A1B4	12.85b	1.27a	6.55a
	A2B1	27.75a	1.72a	6.22a	
	A2B2	12.67b	1.69a	4.66a	
	A2B3	14.03b	1.85a	5.63a	
	A2B4	11.21b	1.61a	6.82a	

表 5 养分流失途径分析

养分	地表径流/kg·hm ⁻²	壤中流/kg·hm ⁻²	壤中流占总流失量的比例/%
总氮 N	4.56bB	11.33aA	71.30
总磷 P	1.18 aA	0.080 2bB	6.36
总钾 K	5.15 aA	0.50 bB	8.85

71.3%,是地表径流氮素流失量的约 3 倍,且差异达显著水平;磷和钾流失量均表现为地表径流大于壤中流中流失量,其中壤中流磷和钾的流失量仅占总流失量的 6.36%和 8.85%,且地表径流磷和钾的流失量分别是壤中流磷和钾流失量的近 15 倍和 10 倍,差异达显著水平,说明氮素流失以壤中流为主,磷和钾的流失以地表径流为主。

从表 4 可以看出,对于地表径流、壤中流和总径流而言,地膜覆盖总氮和总钾的流失量大于无覆盖总氮和总钾的流失量,而总磷的流失量则表现为地膜覆盖小于无覆盖条件,差异均未达显著水平。

从表 4 可以看出,氮肥形态对壤中流的氮、磷和钾以及地表径流和总径流的氮流失量影响达显著水平,而对地表径流和总径流的磷和钾流失量影响未达显著水平,在无覆盖条件下,各肥料处理氮素流失量顺序表现为,酰胺态氮肥>铵态氮肥>缓控释肥>硝态氮肥,其中硝态氮肥和缓控释肥氮素流失量分别较酰胺态氮肥处理氮素流失减少 40.86%和 35.26%,地膜覆盖条件下,各肥料处理氮素流失量顺序表现为,铵态氮肥>酰胺态氮肥>硝态氮肥>缓控释肥,其中缓控释肥处理氮素流失量较铵态氮肥氮素流失量减少 59.60%,说明在地膜覆盖条件下施用缓控释肥,无覆盖条件下施用硝态氮肥或者缓控释肥均能够一定程度降低氮的流失量。

3 讨论

土壤中的养分流失一般有 2 个主要途径,一是随地表径流水相和沉积物相的横向迁移;二是随水分下渗形成的纵向迁移,即养分的淋失。本研究表明,全氮的流失浓度和流失量均较大,全氮的流失浓度在 2.66~39.01 mg·L⁻¹ 之间,流失量在 11.21~27.75 kg·hm⁻² 之间,其中壤中流氮素流失浓度是地表径流氮素流失浓度的近 3~15 倍,壤中流氮素流失量占总径流流失量的 71.3%,再次证明紫色土农田氮的损失途径主要是壤中流^[18];全钾的流失浓度在 1.32~5.55 mg·L⁻¹ 之间,流失量在 4.40~6.82 kg·hm⁻² 之间,且地表径流钾量是壤中流钾流失量的近 10 倍,可能是因为钾肥主要施在地表,易随地表径流移动,难于向下移动;全磷的流失浓度和流失量均很低,其中流失浓度在 0.17~1.23 mg·L⁻¹ 之间,流失量在 1.27~2.21 kg·hm⁻² 之间,且地表径流磷流失量是壤中流磷流失量的近 15 倍,这主要是因为磷容易被土壤固定,在土壤中不易移动,说明氮素流失以壤中流为主,磷和钾的流失以地表径流为主。

前人研究表明,地膜覆盖能够有效减少地表径流、径流总量、土壤侵蚀量以及氮、磷和钾素流失量^[19-20],本研究表明,地膜覆盖减少地表径流、壤中流、土壤侵蚀以及磷素的流失量,与前人研究结果一致^[19-20],但是覆盖对不同氮肥形态处理的氮素流失影响差异较大,对于酰胺态氮肥和缓控释肥而言,覆盖处理降低氮素流失量,与前人研究结果基本一致^[19-20],其中酰胺态氮肥处理地膜覆盖壤中流氮素流失浓度和总径流氮素流失量较不覆盖处理分别降低 40.40%和 29.32%,且对壤中流流失浓度影响差异达显著水平,主要是因为

地膜将玉米施肥穴覆盖后,减少了雨水对施肥穴的直接冲刷,有效地降低了壤中流氮素的流失量,从而有效地降低氮素的流失,说明在生产中为有效控制酰胺态氮肥处理的氮素流失,通过地膜覆盖是行之有效的;但是对于铵态氮肥和硝态氮肥而言,地膜覆盖增加其氮素流失,造成这一结果的原因需要从土壤物理化学特性等方面的变化进一步加以研究。

前人研究表明,不同氮肥品种对氮素流失量有显著影响,施用碳酸氢铵和普通尿素的小区全氮、铵态氮和硝态氮的流失量较大,而施用包膜控释尿素则可以显著降低氮素流失量^[15],本研究进一步表明,不覆盖情况下各肥料处理径流氮素流失顺序表现为:酰胺态氮肥>铵态氮肥>缓控释肥>硝态氮肥,其中硝态氮肥处理氮素流失较酰胺态氮肥处理氮素流失低40.86%,地膜覆盖条件下各肥料处理径流中氮素流失顺序表现为:铵态氮肥>酰胺态氮肥>硝态氮肥>缓控释肥,其中缓控释肥处理氮素流失量较铵态氮肥氮素流失量减少59.60%。引起硝态氮肥(硝酸钙)处理氮素流失低的原因可能是钙的引入,因为钙是偶联胞外信息与胞内生理反应的第二信使物质,钙浓度的提高促进了NO₃⁻的吸收、同化^[21-22]。同时由于玉米对NO₃⁻的吸收高于NH₄⁺^[23],引起铵态氮和酰胺态氮处理氮素流失大的原因可能是径流产生时间间隔,在距攻苞肥施用近1个半月后的2011年7月29日才产生径流,此时施入土壤中的氮肥大部分已被玉米充分吸收,此时流失的氮主要是残留在土壤中的氮素,由于铵态氮和尿素易于吸附于土壤胶体表面,造成铵态氮和尿素处理的氮素流失严重。

4 结论

土壤径流中磷和钾流失的主要途径是地表径流,而氮素流失的主要途径是壤中流,地膜覆盖降低酰胺态氮肥壤中流氮流失浓度,不覆盖情况下各肥料处理径流氮素流失顺序表现为:酰胺态氮肥>铵态氮肥>缓控释肥>硝态氮肥,施用硝态氮肥氮素流失量最低,较施用酰胺态氮肥氮素流失少40.88%;地膜覆盖条件下各肥料处理径流中氮素流失顺序表现为:铵态氮肥>酰胺态氮肥>硝态氮肥>缓控释肥,施用缓控释肥氮素流失量最低,较施用铵态氮肥氮素流失少59.62%,说明在四川紫色丘陵区为了控制水土养分流失,在肥料形态的选择上,在无覆盖条件下以施用硝态氮肥较好,在地膜覆盖条件下以施用缓控释肥较好。

参考文献:

- [1] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, 9(1):1-6.
- [2] 全为民, 严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施[J]. 生态学报, 2002, 22(3):291-299.
- [3] 庄舜尧, 孙秀廷. 肥料氮在蔬菜地中的去向及平衡[J]. 土壤, 1997, 29(2):80-83.
- [4] 朱兆良, 孙波, 杨林章, 等. 我国农业面源污染的控制政策和措施[J]. 科学导报, 2005, 23(4):47-51.
- [5] 李仲明, 唐时嘉, 张先婉. 中国紫色土[M]. 北京: 科学出版社, 1991.
- [6] 张建华. 紫色丘陵土壤保护示范区气候资源及评价[J]. 土壤农化通报, 1992, 7(1-2):96-104.
- [7] 庞庆, 王益谦. 农田生态系统养分平衡及其面源污染研究——以四川省为例[J]. 中国环保产业, 2004(6):17-19.
- [8] 杨文元, 张奇, 张建华, 等. 紫色丘陵区土壤抗冲性研究[J]. 土壤侵蚀与水土保持学报, 1997, 3(2):23-28.
- [9] 傅涛, 倪九派, 魏朝富, 等. 不同雨强和坡度条件下紫色土养分流失规律研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(1):71-74.
- [10] 许峰, 蔡强国, 吴淑安, 等. 等高植物篱控制紫色土坡耕地侵蚀的特点[J]. 土壤学报, 2002, 39(1):71-80.
- [11] 康玲玲, 朱小勇, 王云璋, 等. 不同雨强条件下黄土性土壤养分流失规律研究[J]. 土壤学报, 1999, 36(4):536-543.
- [12] 马琨, 王兆骞, 陈欣, 等. 不同雨强条件下红壤坡地养分流失特征研究[J]. 水土保持学报, 2002, 16(3):16-19.
- [13] 林超文, 陈一兵, 黄晶晶, 等. 不同耕作方式和雨强对紫色土养分流失的影响[J]. 中国农业科学, 2007, 40(10):2241-2249.
- [14] 郭智, 周炜, 陈留根, 等. 氮肥运筹和少免耕对麦田氮素径流流失的影响[J]. 生态环境学报, 2011, 20(8-9):1253-1258.
- [15] 张秀玮, 李光宗, 董元杰, 等. 不同氮肥对侵蚀坡面土壤氮素流失的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(2):45-48.
- [16] 纪雄辉, 郑圣先, 鲁艳红, 等. 施用尿素和控释氮肥的季稻田表层水氮素动态及其径流损失[J]. 中国农业科学, 2006, 39(12):2521-2530.
- [17] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999:125-195.
- [18] 林超文, 庞良玉, 罗春燕, 等. 平衡施肥及雨强对紫色土养分流失的影响[J]. 生态学报, 2009, 29(10):5552-5560.
- [19] 林超文, 罗春燕, 庞良玉. 不同耕作和覆盖方式对紫色丘陵区坡耕地水土及养分流失的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(22):6091-6101.
- [20] 段亮, 段增强, 常江. 地表管理与施肥方式对太湖流域旱地氮素流失的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(3):813-818.
- [21] Sung F J M, Lo W S. Growth responses of rice in ammonium based nutrient solution with variable calcium supply[J]. *Plant and Soil*, 1990, 125(2):239-224.
- [22] 伍素辉, 孙晶晶, 徐广. 硝酸钙对小麦叶片氮素代谢及产量的影响[J]. 麦类作物学报, 1999, 19(2):53-55.
- [23] Schortemeyer M, Fell B, Stamp P. Root morphology and nitrogen uptake of maize simultaneously supplied with ammonium and nitrate in a split-root system[J]. *Annals of Botany*, 1993, 72:107-115.