花生-萝卜轮作体系下红黏土红壤对猪粪安全消纳能力研究

张 迪[1,2], 周志高[1], 杨奕如[1,2], 王兴祥[1,3*]

(1.中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 2.中国科学院大学, 北京 100049; 3.江西省红壤生态研究重点实验室, 中国科学院红壤生态实验站, 江西 鹰潭 335211)

摘 要:为减少养猪场废弃物排放和化肥使用,降低环境污染,最大限度将猪粪肥料化,采用盆栽试验方法,在自然降雨条件下模拟研究了亚热带红壤丘陵区花生-萝卜轮作体系下红黏土红壤对猪粪的安全消纳能力。试验设在江西鹰潭中国科学院红壤生态试验站,供试土壤肥力水平中等(有机碳 5.16 g·kg^{-1},Olsen-P 28.34 mg·kg^{-1})。试验以 3 组化肥水平为基础(不施化肥,常规化肥减半,常规化肥用量),常规化肥年施肥量为:N 100 kg·hm^{-2},P 50 kg·hm^{-2},K 100 kg·hm^{-2}。每个化肥用量基础上分别设置 7 个猪粪施肥梯度(以 P 计):0、25、50、100、200、400、800 kg P·hm^{-2}。通过监测两年土壤渗漏水中铵态氮、硝态氮和总磷浓度变化,结合作物产量和土壤养分含量变化,初步确定了花生-萝卜轮作体系下红黏土红壤对猪粪的安全消纳量。结果表明:(1)从地下水和土壤环境角度分析,在不施化肥情况下,猪粪施用量应低于 200 kg P·hm^{-2},常用化肥用量减半时,猪粪安全用量为不高于 100 kg P·hm^{-2};常规化肥用量下,即使不施猪粪,渗漏水硝态氮浓度已经有引起污染的风险。(2)从作物产量角度考虑,猪粪和化肥配合施用时猪粪用量超过 100 kg P·hm^{-2} 时不能使作物显著增产。因此,在保证经济效益和环境生态效益的同时,确定年化肥用量为常规用量减半水平,花生-萝卜轮作体系下红黏土红壤猪粪最大安全消纳量为 100 kg P·hm^{-2},相当于每年施用鲜猪粪 24 000 kg·hm^{-2}。

关键词:红壤,花生,猪粪,消纳量

中图分类号:X713 **文献标志码**:A **文章编号**:1672-2043(2014)09-1828-09 doi:10.11654/jaes.2014.09.022

Pig Manure Maximum Loading Capacity of Red Clay Soil Under Peanut-Radish Rotation System in Southern China

ZHANG Di[1,2], ZHOU Zhi-gao[1], YANG Yi-ru[1,2], WANG Xing-xiang[1,3*]

(1.Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Nanjing 210008, China; 2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3.Jiangxi Key Laboratory of Ecological Research of Red Soil, Experimental Station of Red Soil, Chinese Academy of Sciences, Yingtan 335211, Jiangxi, China)

Abstract:Studying pig manure maximum loading capacity of soil would maximize manure utilization, reduce use of chemical fertilizer and prevent environmental pollution. In this study, maximum loading capacity of red clay soil for pig manure in peanut(*Arachis hypogaea* L.)-radish(*Raphanus sativus* L.) system was investigated in a pot experiment under natural rainfall in Ecological Experimental Station of Red Soil, Chinese Academy of Sciences. Three levels of chemical fertilizer treatments (zero, half and full level of chemical fertilizer) were set up in medium fertile red clay soil(soil organic carbon 5.16 g·kg^{-1}, Olsen-P 28.34 mg·kg^{-1}). The full level of chemical fertilizer was 100 kg·hm^{-2} of nitrogen, 50 kg·hm^{-2} of phosphorus and 100 kg·hm^{-2} of potassium. The chemical fertilizer was treated every year. Seven pig manure rates (0, 25, 50, 100, 200, 400, 800 kg P·hm^{-2}) were added to each chemical fertilizer treatment. Ammonium-N, nitrate-N and total phosphorus in leaching water, crop production and accumulation of nutrients in the soil were monitored. From the point of view of water and soil environment quality, the maximum safe application rate of pig manure should be less than 200 kg P·hm^{-2} for the treatment without

收稿日期:2014-01-13

基金项目:公益性行业(农业)科研专项(201203050);中科院院地合作和江西省赣鄱英才项目

作者简介:张 迪(1985—),女,山东烟台人,博士研究生,主要从事循环农业研究。E-mail:zhangdi@issas.ac.cn

* **通信作者**:王兴祥 E-mail:xxwanng@issas.ac.cn

chemical fertilizer, and 100 kg P·hm^{-2} for the treatment with half level of chemical fertilizer. However, there was risk of nitrate pollution in the treatment with full level of chemical fertilizer, even without pig manure added. Crop yields were not enhanced by applying pig manure at rates of more than 100 kg P·hm^{-2} together with chemical fertilizer. The present research indicates that under applying pig manure at 100 kg P·hm^{-2} or 24 000 kg·hm^{-2} manure would cut chemical fertilizers by half without reducing economic interests and environmental quality.

Keywords: red clay soil; peanut; pig manure; maximum loading capacity

畜禽粪便作为一种优质的有机肥源,含有大量农作物生长所需的养分,将畜禽粪便肥料化不仅能够提高作物产量和品质,同时可以改善土壤肥力,是减少环境污染最为有效和经济的方法之一[1-2]。以往研究大多主要强调畜禽粪肥农用的正面影响,诸如土壤改良、作物增产等[3],然而农田过量施用畜禽粪便引起的土壤养分和重金属过量累积、地表水富营养化和地下水硝酸盐污染等已经成为农业面源污染的主要途径之一,因而越来越受到关注[4-5]。

为减少畜禽粪便过量施用产生的面源污染,农田对畜禽粪便安全消纳能力成为当前研究的重点,李祖章等[6]基于土壤重金属积累估算了稻田对猪粪的承载力;万大娟等[7]基于径流水中氮磷流失及土壤养分累积估算出稻田对猪粪的消纳量;黄卉等[8]基于水稻植株对氮磷的吸收和田面水氮磷含量估算了猪粪消纳能力。最近,猪粪施用后通过渗漏对地下水环境质量产生的影响也逐步得到重视,如 Long 等[9]通过微区试验,基于渗漏水 NO_3^--N 变化,利用 WNMM 模型估算出单独施用猪粪条件下红壤玉米旱地猪粪的最大安全用量,然而实际生产中很少有只施用猪粪不施用化肥的情况,因此,有必要在不同化肥施用情况下,从猪粪增产效应、土壤养分累积及渗漏淋失对水环境影响等方面综合估算红壤旱地系统畜禽粪便承载力。花生是南方低丘红壤区的主要经济作物和油料作物之一,以江西鹰潭市为例,花生占夏季旱作面积的 60%~85%[10]。由于该地区秋旱频发,在花生收获后一般种植具有很好的避旱抗旱作用的萝卜,因此花生-萝卜轮作是当地最典型的轮作模式[11]。本研究利用盆栽试验以红壤花生-萝卜轮作系统为例,研究猪粪堆肥后还田利用对作物产量、土壤和水环境的影响,在兼顾环境效益和经济效益的基础上,初步确定畜禽粪便的安全消纳量,为规模化畜禽养殖场粪肥安全农用、区域农牧结合优化布局提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验区域概况

试验设在江西省鹰潭市余江县中国科学院红壤生态实验站,该实验站位于东经 116°55.30′,北纬 28°15.20′,以低丘岗地为主,海拔 35~56 m,最大相对高差 15 m,属于我国亚热带湿润季风气候,四季分明,温热多雨,年均气温 17.7 ℃,无霜期 262 d,年降水量 1754 mm,年蒸发量 1318 mm;降水季节分布不均,干湿季节变化较为明显,降水多集中在 3—6 月,降水量占全年总降水量 60%,夏秋之间旱情频发[12]。试验从 2012 年 4 月开始,试验期间降水量分布如图 1 所示。

1.2 试验设计

供试土壤采自江西省鹰潭市余江县一分场的中等肥力红黏土农田,按照 0~20 cm、20~50 cm 土层分别采集,并测定其常规理化性质(表 1)。布置盆栽试验时,首先在塑料桶底部钻一直径 7 mm 小孔,将硅

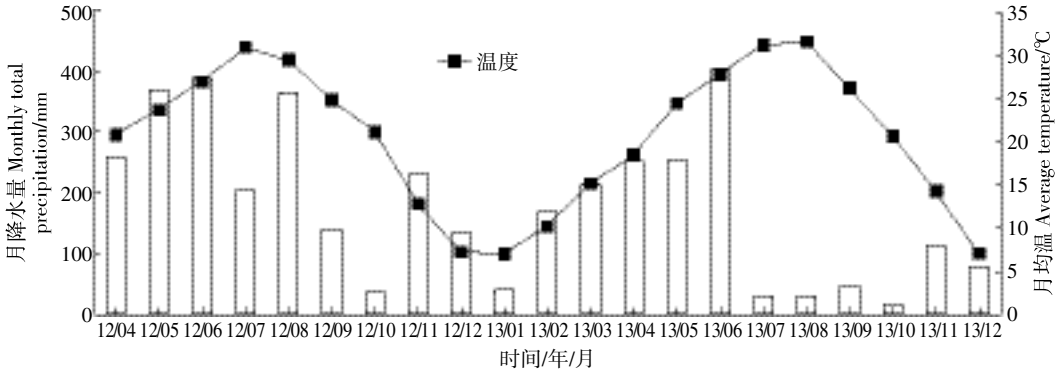

图 1 试验期间月降水量和平均温度变化

Figure 1 Monthly rainfall and average temperature during experimental period

胶管插入以便接收渗漏液;其后在桶底部铺上约 1 cm 厚石英砂并覆上纱网,再分别根据容重及田间土壤层次分层将土壤加入塑料桶中(高 55 cm,直径 34 cm),表层和下层土各装 20 cm 和 30 cm。塑料桶随机摆放在两个距离约 15 cm、高 50 cm 水泥台上,以方便收集渗漏液。完成填土后,各塑料桶中土壤在自然降雨条件下经过 3~4 个月自然沉降后开始布置试验。2012 年 4 月播种花生前,将化肥、猪粪与表层 0~20 cm 土壤混匀。花生品种为赣花 5 号,每盆播种 4 颗,间苗后保留2 株,花生于 8 月中旬收获;为增加地面覆盖,在花生收获后种植填闲作物萝卜,品种为浙大长萝卜,每盆播种 7~8 粒,间苗后保留 2 株,在 12 月初收获(产量未列出)。萝卜收获后至次年 3 月为休闲期。该试验目前连续进行了两年,除在每年花生播种前施用基肥外,花生和萝卜生长期间均不施任何肥料。为确定不施化肥(F0)、常规施用化肥(F1)和常规化肥减半(F2)等不同情况下猪粪的安全施用量,该试验设立 3 组不同水平的化肥处理,每组化肥处理分别设置 7 个猪粪施肥梯度,共计 21 个处理,每个处理 3 次重复,总共 63 盆。化肥分别施用尿素(N≥46.4%)、钙镁磷肥(P_2O_5≥12%)、钾肥(K_2O≥60%),常规施用化肥时化肥用量为:N 100 kg·hm^{-2}、P 50 kg·hm^{-2}、K 100 kg·hm^{-2};7 个猪粪梯度用量(以 P 计)分别为:0(P0)、25(P1)、50(P2)、100(P3)、200(P4)、400(P5)、800(P6) kg P·hm^{-2}。腐熟的猪粪的养分含量(干基)分别为:全磷 12.55 g·kg^{-1},全氮 28.8 g·kg^{-1},有机碳 305 g·kg^{-1},含水量 69%。

1.3 样品采集及分析方法

1.3.1 样品采集及测定项目

水样:每次降雨后进行样品采集,雨季时(4—6 月)根据淋溶液体积比大约每 10 d 将采集的水样混合成 1 个样品进行测定,旱季时每月至少取样 1 次。样品采集后放在冰箱里(4 ℃)保存以备测定水中 NH_4^+-N、NO_3^--N 和 TP 浓度。

土样:第二季萝卜收获后采取表层 0~20 cm 土壤样品。样品风干后碾碎,过 10 目筛测定土壤速效磷、速效氮含量。

作物:自然成熟后人工收获测定每盆(0.1 m^2)产量,花生荚果和秸秆自然风干至恒重称量。

1.3.2 分析方法

水样 NH_4^+-N、NO_3^--N 和 TP 测定采用Smartchem200 全自动间断化学分析仪(AMS-Westco,意大利);土壤速效磷采用 Olsen 法,速效氮采用碱解扩散法[13]。

1.4 数据统计分析

数据的方差分析和相关分析均是采用 SPSS16.0 软件完成的,处理间差异显著性分析采用 LSD 检验法,文中各图是通过 Excel 2007 完成,并且表示了多次重复实验的平均值和标准误差。

2 结果与分析

2.1 不同施肥水平下土壤渗漏水氮磷含量

2.1.1 土壤渗漏水硝态氮浓度动态变化

如图 2 所示,连续两年监测渗漏水硝态氮动态变化表明,硝态氮(NO_3^--N)淋失主要发生在雨季,无论何种施肥处理下,其最高浓度均出现在 5 月份,施肥 30 d 左右,其后 NO_3^--N 浓度迅速下降,在 6 月份渗漏水中 NO_3^--N 最高为 11.37 mg·L^{-1};7—8 月 NO_3^--N 继续降低,最高含量仅为 2.4 mg·L^{-1}。在萝卜生长的整个时期,硝态氮浓度在 9 月份出现另一个高峰,其后随着萝卜生长 NO_3^--N 迅速下降,11—12 月硝态氮浓度非常低甚至无法检出,直至次年花生种植以前 NO_3^--N 含量一直很低。

土壤渗漏水中硝态氮浓度随猪粪用量增加而显著增加,以浓度最高的 5 月份为例(图 3)。不施化肥情况下,P0 和低用量(P1、P2)猪粪处理中 NO_3^--N 浓度相对较低(<10 mg·L^{-1});当猪粪施用量为 P5 时,硝态氮含量分别为 19.33 和 19.51 mg·L^{-1},接近作为饮用水水源的地下水质量标准(硝态氮浓度≤20 mg·L^{-1},GB/T 14848—1993)。常规化肥用量减半情况下,猪粪用量为 P3 时,渗漏水中 NO_3^--N 分别为 19.6、21.6 mg·L^{-1},接近或已超过地下水质量标准。但在常规施用化肥条件下,即使不施用猪粪,NO_3^--N 也已经超过 20 mg·L^{-1}。对比两年渗漏水中硝态氮浓度变化可以看出,高猪粪用量(P5 和 P6)下NO_3^--N 增加显著,施用猪粪累积效应明显,而其他处理短期内累积效应不显著。

表 1 土壤的基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of tested soil

土层 Soil layer	pH (2.5:1)	容重 Bulk density/ g·cm^{-3}	有机碳 SOC/ g·kg^{-1}	全氮 TN/ g·kg^{-1}	全磷 TP/ g·kg^{-1}	速效氮 Available N/ mg·kg^{-1}	速效磷 Available P/ mg·kg^{-1}	粘粒 Clay/% (<0.002 mm)
0~20 cm	4.64	1.24	5.16	0.50	0.40	59.50	28.34	45.92
20~50 cm	4.37	1.39	1.85	0.39	0.15	28.00	0.21	37.96

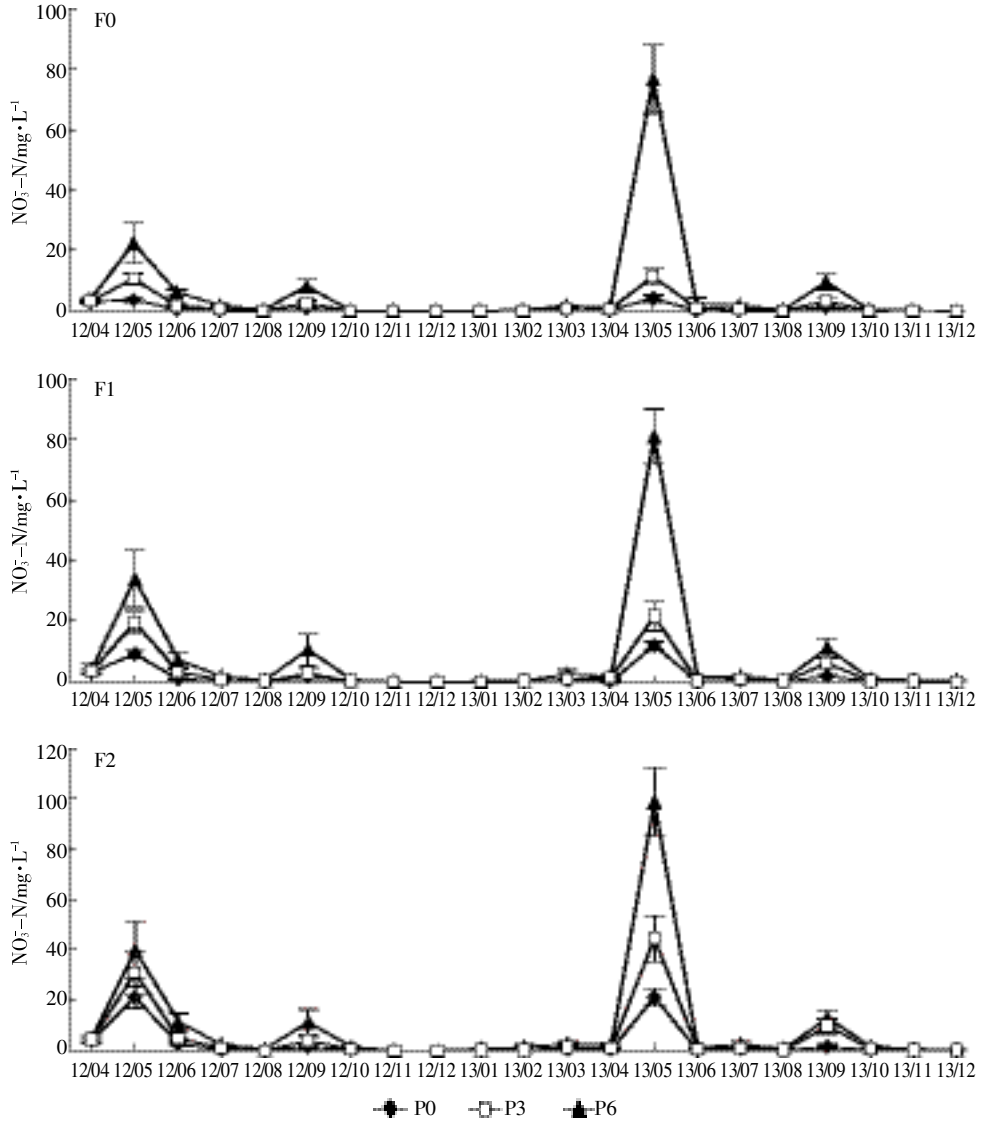

图 2 红黏土红壤花生-萝卜系统渗漏水硝态氮动态变化

Figure 2 Dynamics of nitrate-N concentrations in leachate of red clay soil with peanut-radish system

2.1.2 土壤渗漏水铵态氮动态变化

以最高化肥用量(F2)处理组与中量(P3)、高量(P6)猪粪配施处理为例,土壤渗漏水 NH_4^+-N 在花生刚播种时(4 月份)浓度最高,其后 NH_4^+-N 迅速下降并在 5 月份降到最低, 后期 NH_4^+-N 变化趋于平缓且各处理间含量无显著差异(图 4),其他时期铵态氮浓度很低(图 4 中未标出);除 4 月份外,各处理 NH_4^+-N 均低于 0.2 mg·L^{-1}。

2.1.3 土壤渗漏水总磷动态变化

土壤渗漏水中总磷含量很低,连续两年监测渗漏水 TP 的变化趋势可以看出,其含量也是在 5 月份最高。施猪粪 P6 水平时,2012 和 2013 年其最高含量分别为 0.008 和 0.012 mg·L^{-1}, 低于或接近于水体富营养化标准 0.01~0.02 mg·L^{-1},其他各处理渗漏水中 TP 均低于 0.01 mg·L^{-1};在作物生长的其他时期 P 均没有检出(图 4 中未标出)。

2.1.4 土壤渗漏水氮磷渗漏总量分析

土壤渗漏水硝态氮、铵态氮和总磷年均渗漏总量分析如表 2 所示。NO_3^--N 是氮素淋失的主要形态,并且随施肥量的增加而增加。不施化肥、常规施用化肥和减半三种情况下, 猪粪施用量分别为P4、P2 和 P2 水平时硝态氮淋失量与对照相比显著增加。NH_4^+-N 淋失量很低,除 P6 施肥处理略有增加外,其他处理渗漏损失均不显著。两年试验期间 TP 通过渗漏损失的较少,对水环境影响相对较小。

2.2 不同施肥水平下土壤养分含量

2.2.1 表层土壤速效氮的积累

施肥两年后土壤中速效氮累积情况如表 3 所示,

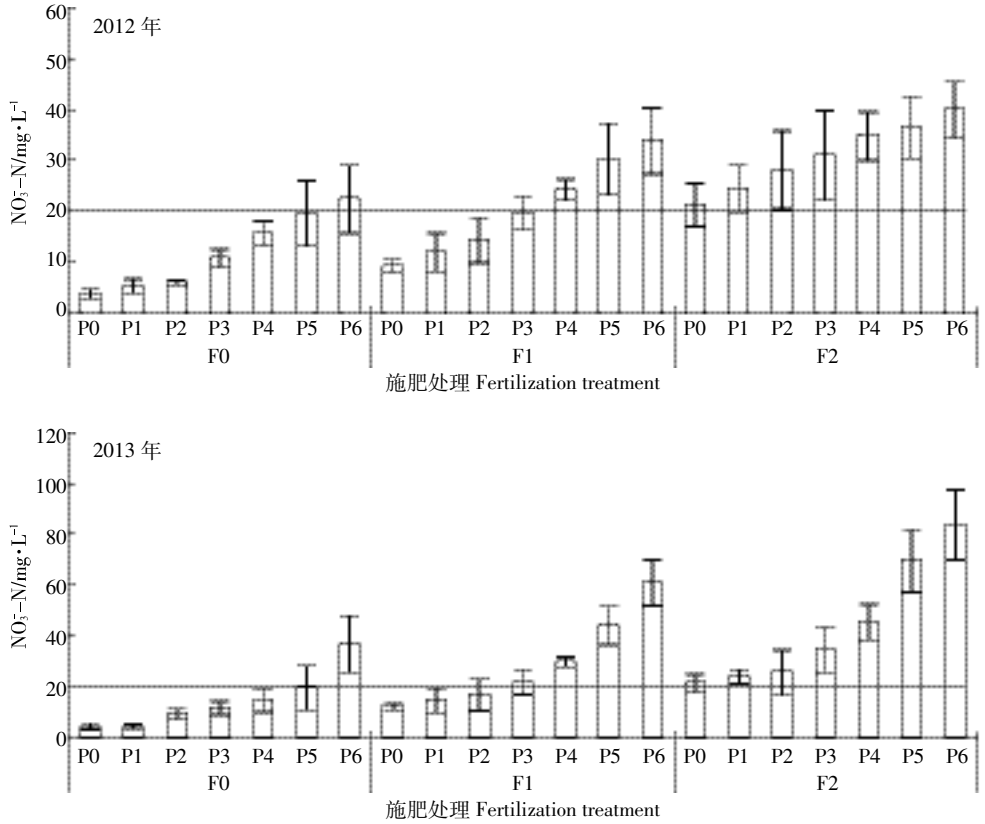

图 3 各处理土壤渗漏水硝态氮 5 月份浓度变化

Figure 3 Nitrate-N concentrations in leachate of different treatments in May

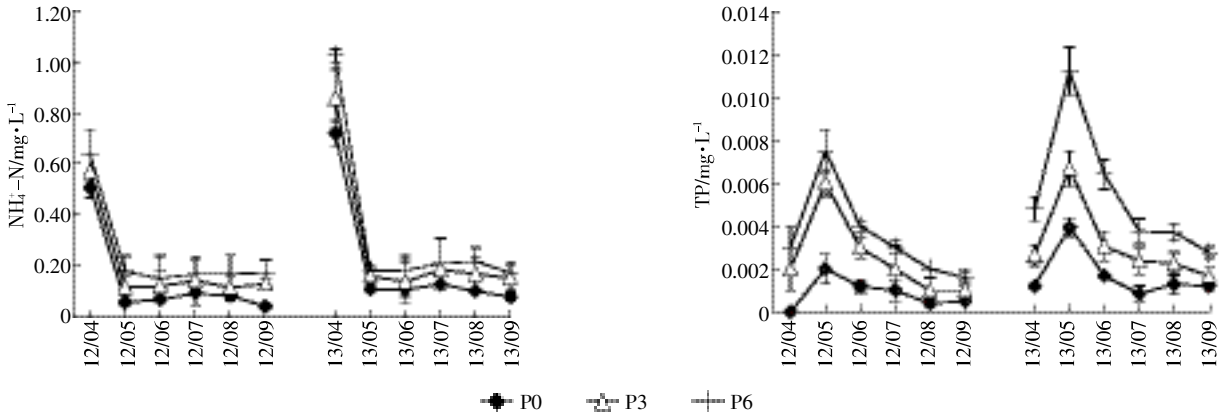

图 4 常规化肥处理下土壤渗漏水铵态氮和总磷动态变化

Figure 4 Dynamics of ammonium-N and total phosphorus concentrations in leachate under conventional chemical fertilizer treatments

总体上随着猪粪用量的增加而增加。在不施化肥情况下，P0~P4 处理速效氮含量低于实验前本底土壤（表 1），高于 P4 水平时，土壤中速效氮含量显著增加。常规化肥用量和减半情况下，猪粪施用量分别为 P2 和 P3 时，速效氮含量较本底土壤增加，且高于 P3 水平后速效氮含量迅速增加，高猪粪用量水平下（P4~P6）土壤速效氮含量显著高于低猪粪用量处理（P0~P3）。

2.2.2 表层土壤速效磷的积累

土壤中速效磷含量总体上呈现出随着猪粪用量增加而增大的趋势。在不施化肥情况下，猪粪用量为 P4 水平，速效磷含量达到48.6 mg·kg^{-1}，显著高于实验前本底土壤速效磷含量。常规化肥用量和减半情况下，施用猪粪处理（P1~P6）土壤速效磷积累显著高于 P0 处理，猪粪施用量分别为 P1 和 P3 水平时，速

表 2 土壤渗漏水硝态氮、铵态氮和总磷年均渗漏总量分析

Table 2 Annual average leaching losses of nitrate-N, ammonium-N and phosphorus in leachate

处理 Treatments	硝态氮 Nitrate-N/kg·hm^{-2}			铵态氮 Ammonium-N/kg·hm^{-2}	总磷 Total phosphorus/g·hm^{-2}
	F0	F1	F2	F2	F2
P0	13.25±0.98c	29.32±4.13d	67.62±6.35d	1.37±0.15b	5.00±0.82c
P1	19.00±1.37c	43.71±3.52cd	81.13±7.09cd	1.41±0.09b	9.42±1.25bc
P2	22.17±3.36c	57.50±5.11c	91.55±6.73bc	1.43±0.23b	13.84±1.14ab
P3	36.73±3.95b	69.16±4.83bc	103.5±9.12b	1.54±0.28b	17.19±2.29ab
P4	48.91±7.44b	88.67±6.27b	120.6±11.09b	1.64±0.36b	16.26±1.93ab
P5	70.07±7.39a	108.6±9.98a	140.1±10.75a	1.71±0.33b	19.34±2.37a
P6	85.51±8.52a	123.1±11.54a	157.0±11.63a	2.35±0.29a	19.76±3.15a

注:不同小写字母表示各猪粪处理间差异显著(P<0.05)。下同。

Note: Significant differences(P<0.05) between manure treatments are indicated by different lowercase letters. The same below.

表 3 0~20 cm 表层土壤速效氮和速效磷积累

Table 3 Accumulation of available nitrogen and phosphorus in surface soil of 0~20 cm

处理 Treatments	速效氮 Available nitrogen/mg·kg^{-1}			速效磷 Available phosphorus/mg·kg^{-1}		
	F0	F1	F2	F0	F1	F2
P0	32.88±5.61d	49.20±5.61c	51.55±5.61c	1.12±0.41e	6.02±1.82f	9.97±1.89f
P1	35.33±3.25d	50.43±3.68c	55.33±4.24c	6.43±0.82e	21.54±1.61e	31.33±4.47e
P2	36.55±4.98d	54.10±5.81c	62.80±3.67c	12.55±0.58de	24.03±3.28e	38.13±5.46de
P3	42.33±7.65cd	62.13±6.68c	69.03±5.61c	23.78±2.68d	49.21±4.44d	54.18±8.71d
P4	51.45±3.68c	81.38±7.91b	93.58±5.61b	48.61±5.53c	83.57±8.04c	89.97±7.96c
P5	67.38±5.39b	89.83±5.20b	101.6±9.12b	74.39±7.64b	112.4±10.78b	169.6±12.81b
P6	85.01±8.06a	106.6±11.84a	112.2±5.86a	103.8±10.28a	185.1±12.04a	206.8±14.63a

效磷含量较本底土壤增加，土壤速效磷产生积累，P4~P6 施肥水平速效磷含量较其他处理显著增加(P<0.05)。

2.3 不同施肥水平下花生产量分析

施肥两年花生平均产量表明,随着猪粪用量的增加花生荚果干重也随之增加(表 4)。三种化肥水平下,施用猪粪处理(P1~P6)花生产量显著高于P0 处理,低量猪粪水平(P1 和 P2)间差异不显著。不施用化肥条件下,猪粪用量超过 200 kg P·hm^{-2}(P4)时,增产不显著;化肥减半和常规化肥用量条件下,猪粪施用量超过 100 kg P·hm^{-2}(P3)时花生产量增加不显著,但是植株干物重却显著增加,可见过多的增施猪粪花生增产并不明显,反而导致秸秆产量增加。

3 讨论

3.1 猪粪施用对土壤养分累积的影响

猪粪施用对土壤速效氮积累的影响较小,最高水平的施肥处理下,速效氮含量仅为 112.2 mg·kg^{-1}(表

表 4 不同施肥处理下花生产量和植株干物重

Table 4 Peanut production and aboveground dry weight under different treatments in red clay soil

处理 Treatments	花生产量 Peanut production/g·pot^{-1}			植株干物重 Peanut upper dry weight/g·pot^{-1}		
	F0	F1	F2	F0	F1	F2
P0	21.83±2.76d	27.33±3.63c	37.33±5.54c	17.93±4.56d	28.22±6.74c	35.79±4.88d
P1	33.00±4.78c	44.50±4.55b	56.33±2.87b	33.88±5.73c	33.95±5.41c	42.69±4.84d
P2	40.50±4.02bc	51.83±4.04b	63.17±6.03b	36.64±4.10c	44.55±5.98bc	50.96±6.93cd
P3	48.67±3.06b	68.83±4.18a	74.17±8.49a	49.76±7.26b	52.66±4.54b	58.73±5.20c
P4	59.00±7.14a	73.33±7.02a	78.50±5.58a	59.44±8.30b	73.22±8.03a	71.19±8.81b
P5	57.67±4.17a	74.83±4.20a	74.67±6.25a	74.26±4.75ab	81.99±7.55a	89.33±7.57a
P6	59.50±4.91a	77.00±9.47a	76.67±8.38a	81.85±9.63a	87.46±10.80a	98.03±9.24a

3),处于中等肥力水平(90~120 mg·kg^{-1})。不施化肥、常规施用化肥和减半三种情况下,猪粪施用量分别为 P5、P2 和 P3 水平时,土壤速效氮才产生积累。周志高等[14]对余江县猪场周边农田取样分析表明,经常施用猪粪的土壤速效磷的积累更明显,而速效氮的累积量要远远低于速效磷。

畜禽粪便作为有机肥源施入土壤中,它所提供的 N、P 养分比例与作物的需求比例并不一致,传统上是按照作物的需氮量确定畜禽粪便的施用量。事实上一般作物吸收的 P/N 值为 0.1~0.2,通常低于畜禽粪便的 0.5~0.6。如果按照作物需氮量施肥往往造成磷素在土壤中过量积累,因此畜禽粪便的施用量以 P 的用量作为依据更有意义[15-17]。土壤有效性磷与植物生长状况息息相关,研究表明,红壤当季磷素利用率只有 15%~25%,过量施肥后土壤中磷素出现明显积累[18]。有研究指出,速效磷测定值超过 20 mg·kg^{-1} 的土壤可视为丰磷土壤,继续施磷对一般作物均无效[19],但为维护土壤自然供磷能力,保证土壤速效磷库的储备,当土壤速效磷含量处于这一水平时并不能停止供磷[20]。土壤速效磷的过量积累会加剧对水体的威胁,研究表明农田土壤中 Olsen-P 的累积量与渗漏水中磷的含量具有极显著指数相关关系,土壤中 Olsen-P 含量达到吸附饱和时,渗漏水中的磷含量会随土壤磷素含量的增加而大大提高[21]。本试验虽然检测到渗漏水中 P 浓度最高仅为 0.012 mg·L^{-1},低于水体富营养化标准,但是若长期连续大量施用猪粪,可能会引起水环境污染。目前从环境的角度并没有明确确定土壤磷素过量积累的临界值,对于红黏土红壤磷素渗漏淋失风险要低于质地较轻的砂土和壤土。魏红安等[22]通过室内恒温培养试验确定红壤 Olsen-P 临界值为 50~60 mg·kg^{-1},聂敏等[23]通过室内模拟试验研究亚热带 16 种可变电荷土壤 P 淋失,确定旱地红壤 Olsen-P 临界值一般为 56~60 mg·kg^{-1};钟晓英等[24]研究我国 23 种耕地土壤 P 淋失,发现南方红壤(4 种)Olsen-P 含量临界范围为 46~69 mg·kg^{-1}。如果以60 mg·kg^{-1} 作为风险临界值,在不施化肥情况下,猪粪用量应低于 400 kg P·hm^{-2},常规化肥用量和化肥减半时,猪粪用量应低于 200 kg P·hm^{-2}。

3.2 猪粪施用对水环境的影响

从本实验结果看,NO_3^--N 是氮素淋失的主要形态,大量施用猪粪易导致硝态氮对地下水环境的污染,而铵态氮对水环境影响较小。许多研究表明,硝态氮淋溶是氮素损失的重要途径,本试验中硝态氮年渗漏量最高达 157 kg·hm^{-2},远远高于铵态氮淋失量。硝态氮淋失主要发生在施肥后 1 个月左右(5 月份),这一方面与猪粪矿化密切相关,另一方面与作物生长及气候条件密切相关,5 月份高温、多雨,猪粪矿化率较高,加之花生生长正处于苗期对养分吸收量少,土壤中的硝态氮极易随水分运移进入到地下水环境中。这与其他人的研究结果[25]一致。在此时期,不施化肥和化肥减半情况下,猪粪施用量分别为 400 kg P·hm^{-2} 和 100 kg P·hm^{-2} 时,NO_3^--N 含量超过地下水质量标准;常规施肥量下,即使不施用猪粪,硝态氮也已经对地下水环境产生污染。这与当地氮肥施用量大有关,因为红壤上 83% 的尿素氮可以在一个月内转化成硝酸盐[26]。随着花生生育期的变化(6—8 月),渗漏水中 NO_3^--N 迅速降低,主要是由于花生生长对养分需求很大,导致渗漏水中硝态氮含量很低,后期对地下水环境影响很小。9 月份渗漏水中硝态氮淋失较高可能是由于花生收获、萝卜播种的扰动作用,增加土壤氮的矿化,而萝卜处于发芽期-苗期对养分需求较少,渗漏水中 NO_3^--N 有所升高,但此时最高猪粪用量处理 NO_3^--N 都远远低于 20 mg·L^{-1}。

NH_4^+-N 在 4 月份浓度较高,所有处理 NH_4^+-N 均超过地下水Ⅲ类质量标准(铵态氮浓度≤0.2 mg·L^{-1},GB/T 14848—1993),因为红壤地区雨季降雨频繁,刚施肥后猪粪矿化产生的铵态氮在较强的水分运动下进入渗漏水中,随着温度升高硝化能力增强,铵态氮迅速转化为硝态氮,其浓度不再随生育时期和施肥量而发生显著变化,其他研究者[27]也观测到类似现象。铵态氮年渗漏损失量也很低,其对水环境的影响主要在施肥后几天,如果此时没有较强水分运移,对地下水环境影响很小。

本试验中施用的猪粪通过渗漏水对水体磷的贡献较小,一方面可能是磷肥主要施在耕层,下层土壤由于磷素含量很低是一个吸持磷素的巨大容量库,对磷的固定吸附没有达到饱和[28],另一方面是因为磷的垂直迁移相对于氮来讲是比较缓慢的,短期试验可能监测不出磷的渗漏淋失[29]。然而,长期过量施用磷肥仍然可能导致磷素淋溶至土体下部甚至进入地下水和地表水体,本试验中第二年各处理土壤渗漏水中 P 浓度明显高于第一年相应数据。国外已经有许多这方面的报道认为农田土壤中的磷素不单是通过地表径流损失,以淋溶(深层淋溶和亚表层径流)形式迁移出土体的比例相当于甚至高于地表径流的比例[30]。因此,通过渗漏淋失的磷素对水体富营养化和地下水的危害也不容忽视,需要长期试验监测分析。

3.3 红壤对猪粪的安全消纳容量

首先，从作物产量和施肥量的边际效应可以看出，当猪粪用量超过 100 kg P·hm^{-2} 时花生产量基本无明显增加趋势。施用化肥的处理组花生产量明显高于不施化肥的处理，主要是因为在施用猪粪初期,猪粪中养分释放率较低，不能满足作物对养分的需求，导致仅施猪粪的处理花生产量要低于化肥和猪粪配施的处理,因此从经济角度考虑建议施用猪粪时配施少量化肥。其次,从生态环境角度来看,不施化肥情况下,猪粪最高用量建议为 200 kg P·hm^{-2};常规化肥用量减半时,猪粪安全用量不高于 100 kg P·hm^{-2};当地常规化肥用量下，渗漏水硝态氮浓度已经有引起污染的风险。通过对花生产量、渗漏水污染和土壤养分累积综合分析,推荐化肥与猪粪配合施用,常规化肥用量减半条件下，猪粪最大安全消纳量为 100 kg P·hm^{-2},相当于施用含水量为 69%左右的鲜猪粪 24 000 kg·hm^{-2}。这与储怡士[31]的结果基本一致:旱地红壤施 22.5 t·hm^{-2} 猪粪与化肥配合既能保证作物高产又不会对农田造成重金属积累;王波[32]也建议猪粪用量控制在 15~60 t·hm^{-2} 不会对土壤和水环境造成污染。

4 结论

大量施用猪粪易导致地下水硝酸盐污染和土壤速效磷的过量累积，而且对花生的增产效果并不明显。根据本试验结果,在保证环境生态效益和经济效益最大化的基础上,推荐化肥与猪粪配合施用,常规化肥用量减半水平下，花生-萝卜轮作体系下红黏土红壤猪粪最大安全消纳量为 100 kg P·hm^{-2},相当于施用含水量为 69%左右的鲜猪粪 24 000 kg·hm^{-2}。由于本研究只是两年花生-萝卜轮作的结果，而猪粪又具有缓释性和累积效应,其对环境的长期影响有待于进一步研究;另外,土壤母质类型、肥力水平和作物系统对猪粪消纳能力的影响有待进一步研究。同时,由于盆栽试验结果和田间实际状况有一定差距,其安全消纳量数据还需要田间定位试验进一步验证或校正。

参考文献:

[1] 杨 蕊, 李裕元, 魏红安, 等. 畜禽有机肥氮、磷在红壤中的矿化特征研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2011, 17(3):600-607.
YANG Rui, LI Yu-yuan, WEI Hong-an, et al. Study on the nitrogen and phosphorus mineralization of livestock and chicken manure in red soil [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2011, 17(3):600-607.

[2] 姜丽娜, 王 强, 陈丁江, 等. 沼液稻田消解对水稻生产、土壤与环境安全影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(7):1328-1336.
JIANG Li-na, WANG Qiang, CHEN Ding-jiang, et al. Effects of paddy field disposal of biogas slurry on the rice production, soil quality and environmental safety[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(7):1328-1336.

[3] 朱利群, 王 波, 黄 卉, 等. 盆栽条件下养殖场废弃物还田对土壤-黑麦草系统氮、磷动态的影响[J]. 南京农业大学学报, 2009, 32(4):106-111.
ZHU Li-qun, WANG Bo, HUANG Hui, et al. Effects of waste from livestock farm returning to field under potted condition on nitrogen and phosphorus dynamics of soil-ryegrass systemegate[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2009, 32(4):106-111.

[4] 王成贤, 石德智, 沈超峰, 等. 畜禽粪便污染负荷及风险评估: 以杭州市为例[J]. 环境科学学报, 2011, 31(11):2562-2569.
WANG Cheng-xian, SHI De-zhi, SHEN Chao-feng, et al. Pollution load and risk assessment of livestock manure, a case study in Hangzhou [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(11):2562-2569.

[5] 许晓光, 李裕元, 孟 岑, 等. 亚热带区稻田土壤氮磷淋失特征试验研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(5):991-999.
XU Xiao-guang, LI Yu-yuan, MENG Cen, et al. The characteristics of nitrogen and phosphorus leaching in a paddy soil in subtropics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(5):991-999.

[6] 李祖章, 谢金防, 蔡华东, 等. 农田土壤承载畜禽粪便能力研究[J]. 江西农业学报, 2010, 22(8):140-145.
LI Zu-zhang, XIE Jin-fang, CAI Hua-dong, et al. Environmental loading capacity of farm land soil for dung of livestock and poultry[J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2010, 22(8):140-145.

[7] 万大娟, 苏文幸, 许振成, 等. 水稻田对猪粪的最大消纳能力研究[J]. 环境科学研究, 2013, 33(10):1118-1125.
WAN Da-juan, SU Wen-xing, XU Zhen-cheng, et al. Determination on maximum capacity of pig-manure fertilization for the rice paddy in subtropical areas[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2013, 26(10):1118-1125.

[8] 黄 卉, 王 波, 朱利群, 等. 稻田处理养殖场粪便的氮磷动态效应与污染风险研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(4):736-743.
HUANG Hui, WANG Bo, ZHU Li-qun, et al. Nitrogen and phosphorus dynamics and pollution risk of potted rice treated with manure from livestock farm[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(4):736-743.

[9] Long G Q, Sun B. Nitrogen leaching under corn cultivation stabilized after four years application of pig manure to red soil in subtropical China [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 146(1):73-80.

[10] 王明珠, 陈学南. 低丘红壤区花生连续高产的障碍及对策[J]. 花生学报, 2005, 34(2):17-22.
WANG Ming-zhu, CHEN Xue-nan. Obstacle and countermeasure of sustainable high yield for peanut in low-hilly red soil region[J]. *Journal of Peanut Science*, 2005, 34(2):17-22.

[11] 王 伟. 红壤丘陵区县域水田种植制度空间布局优化[D]. 南京:南京农业大学, 2008.
WANG Wei. Paddy soils cropping systems spatial distribution optimizing in county in hilly region of red soil[D]. Nanjing:Nanjing Agricultural University, 2008.

[12] Qin J T, Hu F, Zhang B, et al. Role of straw mulching in non-continu-

ously flooded rice cultivation[J]. *Agricultural Water Management*, 2006, 83:252-260.

[13] 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.
LU Ru-kun. Analytical methods for soil and agro-chemistry[M]. Beijing:China Agricultural Science and Technology Press, 2000.

[14] 周志高, 李忠佩, 何园球, 等. 红壤丘陵区生猪规模化养殖及其对土壤与水环境的影响: 以江西省余江县为例[J]. 土壤学报, 2013, 50(4):703-711.
ZHOU Zhi-gao, LI Zhong-pei, HE Yuan-qiu, et al. Scale pig farming and its impacts on soil and water environment in red soil hilly regions: A case study of Yujiang county, Jiangxi Province, China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50(4):703-711.

[15] Stumborg C, Schoenau J J. Evaluating phosphorus loading from repeated manure applications to two Saskatchewan soils[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2008, 88:377-387.

[16] Ehgball B. Soil properties as influenced by phosphorus and nitrogen-based manure and compost applications[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2002, 94(1):128-135.

[17] Eghball B, Wienhold B J, Woodbury B L. Plant availability of phosphorus in swine slurry and cattle slurry and cattle feedlot manure[J]. *American Society of Agronomy*, 2005, 97:542-548.

[18] 鲁如坤. 土壤-植物营养学原理和施肥[M]. 北京:化学工业出版社, 1998.
LU Ru-kun. Principles of soil and plant nutrition and fertilizer[M]. Beijing:Chemical Industry Press, 1998.

[19] 鲁如坤. 土壤磷素[J]. 土壤通报, 1980(2):47-49.
LU Ru-kun. Soil phosphorus[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1980(2):47-49.

[20] 王艳玲, 何园球, 吴洪生, 等. 长期施肥下红壤磷素积累的环境风险分析[J]. 土壤学报, 2010, 47(5):880-887.
WANG Yan-ling, HE Yuan-qiu, WU Hong-sheng, et al. Environmental risk analysis of accumulated phosphorus in red soil under long-term fertilization[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(5):880-887.

[21] 宋 科. 太湖水网地区农田土壤氮磷累积对氮磷养分渗漏淋失的影响[D]. 南京:南京农业大学, 2008.
SONG Ke. Impacts of N and P accumulation in soil of farmland on N and P leaching losses in riverine plain area of taihu lake[M]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2008.

[22] 魏红安, 李裕元, 杨 蕊, 等. 红壤磷素有效性衰减过程及磷素农学与环境学指标比较研究[J]. 中国农业科学, 2012, 45(6):1116-1126.
WEI Hong-an, LI Yu-yuan, YANG Rui, et al. The declining process of soil phosphorus availability and comparison between agronomic and environmental indexes in red soil[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(6):1116-1126.

[23] 聂 敏, 肖和艾, 廖敦秀, 等. 亚热带可变电荷土壤磷素淋失临界点及其与土壤特性的关系[J]. 环境科学学报, 2013, 33(2):579-586.
NIE Min, XIAO He-ai, LIAO Dun-xiu, et al. Phosphorus leaching change point of subtropical variable-charge soils and its relations with soil properties[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 33(2):579-586.

[24] 钟晓英, 赵小蓉, 鲍华军, 等. 我国 23 个土壤磷素淋失风险评估 Ⅰ. 淋失临界值[J]. 生态学报, 2004, 24(10):2275-2280.
ZHONG Xiao-ying, ZHAO Xiao-rong, BAO Hua-jun, et al. The evaluation of phosphorus leaching risk of 23 Chinese soils Ⅰ. Leaching criterion[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(10):2275-2280.

[25] 王秀丽, 孙 波. 红壤旱地施用有机肥的氮素淋失过程[J]. 土壤学报, 2008, 45(4):745-749.
WANG Xiu-li, SUN Bo. Nitrogen leaching in upland red soil applied with dairy manure[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(4):745-749.

[26] 鲁如坤, 时正元, 赖庆旺. 红壤养分退化研究(Ⅱ): 尿素和碳铵在红壤中的转化[J]. 土壤通报, 1995, 26(6):241-243.
LU Ru-kun, SHI Zheng-yuan, LAI Qing-wang. A study on degradation of nutrients in red soil Ⅱ. transformation of urea and NH_4HCO_3 in red soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1995, 26(6):241-243.

[27] 王西娜, 王朝辉, 李生秀. 施氮量对夏季玉米产量及土壤水氮动态的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(1):197-204.
WANG Xi-na, WANG Zhao-hui, LI Sheng-xiu. The effect of nitrogen fertilizer rate on summer maize yield and soil water nitrogen dynamics [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(1):197-204.

[28] 单保庆, 尹澄清, 于 静, 等. 降雨径流过程中土壤表层磷迁移过程的模拟研究[J]. 环境科学学报, 2000, 20(1):33-37.
SHAN Bao-qing, YIN Cheng-qing, YU Jing, et al. Study on phosphorus transport in the surface layer of soil with rainfall simulation method [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20(1):33-37.

[29] 王成红. 畜禽粪便施用最大量磷素指标的确定[D]. 扬州:扬州大学, 2009.
WANG Cheng-hong. Determining the upper limit of phosphorus content in livestock and poultry excrement used as fertilizers[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2009.

[30] Maguire R O, Sims J T. Observations on leaching and subsurface transport of phosphorus on the Delmarva Peninsula, USA[C]// Connecting phosphorus transfer from agriculture to impacts in surface waters. International Phosphorus Transfer Workshop, 2001, 20:234.

[31] 储怡士. 养猪规模与土地环境承载力的相关研究[D]. 南昌:江西农业大学, 2010.
CHU Yi-shi. A study on the relationship between land environmental bearing capacity and scale of pig-farm[D]. Nanchang:Jiangxi Agricultural University, 2010.

[32] 王 波. 规模化养殖场固体废弃物还田氮磷处理的效应研究[D]. 南京:南京农业大学, 2008.
WANG Bo. Research on effects of nitrogen and phosphorus of disposing the waste of large-scale breeding farm[D]. Nanjing:Nanjing Agricultural University, 2008.