

滇池北岸居民-农田混合区域农田土壤氮素空间分布特征研究

陆海燕^{1,2}, 胡正义^{1,2}, 张瑞杰¹, 逢玉万¹, 殷小锋¹, 吴永红¹

(1.中国科学院南京土壤研究所, 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008; 2.中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:土壤氮含量空间分布特征对评价氮迁移风险和合理施肥具有重要意义。以滇池北岸大清河流域下游 46.7 hm² 韭菜田与花卉地为对象, 于 2006 年 8 月通过网格法(40 m × (80~90)m)布点采集 112 个表层土样, 研究了土壤氮素空间变异特征。结果表明, 调查区土壤 TN 为 1.28~6.17 g·kg⁻¹(均值 3.36 g·kg⁻¹)、NO₃-N 为 3.7~691.7 mg·kg⁻¹(均值 89 mg·kg⁻¹)。调查区东北部韭菜种植区由于接受生活污水、养殖废水, 土壤总氮含量最高, 而西南部韭菜、花卉种植区土壤总氮含量相对较低, 高浓度养殖和生活污水的排放是导致土壤总氮含量空间分布差异的主要原因; 土壤硝氮含量则以西南部花卉大棚区最高, 不同的种植方式(花卉大棚栽培)是土壤硝氮含量差异的主要原因。夏季高温多雨, 花卉揭棚将增加土壤硝酸盐淋溶/径流的迁移风险, 蔬菜田块土壤氮矿化也可能加剧土壤氮的淋溶/径流迁移。因此, 在滇池流域湖滨区居民生活污水、养殖污水的排放, 作物种植方式与布局, 对农田氮的迁移及水体污染具有重要的影响。

关键词:滇池; 氮; 蔬菜地; 花卉地; 空间变异; 面源污染

中图分类号: X833 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2010)08-1618-06

Spatial Variability of Nitrogen in Soils in Farmland Adjacent Suburban Villages at Northern Bank of Dianchi Lake

LU Hai-yan^{1,2}, HU Zheng-yi^{1,2}, ZHANG Rui-jie¹, PANG Yu-wan¹, YIN Xiao-feng¹, WU Yong-hong¹

(1.State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2.College of Resources and Environment, Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Information about the spatial variability of nitrogen(N) in soils is required for assessing N loss from farmland to water body, and developing rational N fertilizer management practices. In the present investigation, total of 112 top soil samples in a regular grid of 40 m × (80~90)m were collected from 46.7 hm² farmlands located at the lower reach of Daqinghe on Dianchi northern bank in Aug. 2006. Soil total N ranged from 1.28 g·kg⁻¹ to 6.17 g·kg⁻¹ with an average of 3.36 g·kg⁻¹, and from 3.7 mg·kg⁻¹ to 691.7 mg·kg⁻¹ with an average of 88.7 mg·kg⁻¹ for NO₃-N. Geostatistics analysis of these data demonstrated that spatial variability of soil total N, soil NO₃-N were obvious. The high soil total N appeared at northeast leek fields, which could be sewage water-driven because northeast fields accepted a large amount of domestic sewage from the adjacent villages; however, high soil NO₃-N appeared at southwest flower greenhouse fields, which might be attributed to excessive dosage of N fertilization in flower-fields, and/or nutrients enrichment in top layer soil due to greenhouse effect. The high temperatures and heavy rainy occur in the summer, northeast leek fields may be a risk area for N leaching from soils to water body because of mineralization of organic N, southwest flower fields could be another risk area for N leaching from soils to water body whenever removing plastic cloth of greenhouse. Present results show that the sewage discharge, crop arrangements and allocation on the lakeshore of Dianchi could have an important influence on loss of nitrogen from farmland to water body, and water quality of Dianchi Lake.

Keywords: Dianchi Lake; nitrogen; vegetable land; flower land; spatial variability; non-point source pollution

氮素是我国农田生产力的主要限制因子之一, 在

大多数情况下施用 N 肥都可以获得明显的增产效果, 但农田 N 素流失引起的地表水体富营养化等一系列环境问题日益严重^[1-3]。据统计, 滇池流域氮素平均使用强度为 1 289.2 kg·hm⁻²·a⁻¹, 远远高于全国的平均水平^[4]。每年化肥总氮的流失量为 2 171.2 t; 农业废弃物中总氮流失量为 30.26 t^[4]。面源和生活源总氮

收稿日期: 2010-02-25

基金项目: 国家 863 计划(2005AA601002); 国家科技支撑计划(2006 BAJ10B04)

作者简介: 陆海燕(1977—), 女, 博士研究生, 从事面源污染控制研究。

E-mail: hylu@issas.ac.cn

通讯作者: 胡正义 E-mail: zhyhu@issas.ac.cn

已占到入湖总量的 89%^[5],成为滇池富营养化的主要因素。

农田土壤氮主要通过径流、淋溶、氨挥发以及随后的干湿沉降进入滇池水体。土壤氮含量、土壤质地及田块结构和田块所处的坡度以及降雨强度是影响土壤氮素向水体迁移的主要因素^[6]。昆明市降雨季节分布不均,年平均大雨和暴雨约 11.7 d(降水量 ≥ 25 mm),其降水总量(主要分布在夏季)约占全年的 50%~60%。在滇池流域呈贡县大渔乡的研究证实,农田污染物的释放主要集中在雨季(6—9月),主要以地表径流的方式进入滇池,污染负荷占全年总量的 90%以上,旱季污染负荷很小,只占全年总量的 5%~10%^[7]。因此,探明土壤氮素空间分布与变异,及氮素迁移风险区的识别对制定防止农业生产污染水体的措施具有实际意义。

滇池沿湖地区村庄与农田呈复区分布特征,而许多农村尚未建立生活和养殖污水收集与处理工程,通常污水流入(经)农田,随后流入沟渠,最终排入滇池水体。由于污水流经土壤表面,部分养分离子受到土壤粘粒吸附和植物吸收作用,浓度将逐渐变小,但仍有部分保留在水体。滇池沿湖流域以种植蔬菜、花卉和水稻为主^[8]。不同土地种植类型、施肥量和时间等都将影响土壤养分含量^[8-9]。上述因素都可能影响土壤氮素空间分布的格局,因而存在较大的变异性。本研究以滇池北岸大清河流域北岸下游的梁家村-金家村村前 46.7 hm² 韭菜田与花卉地为对象,通过调查土壤氮素空间变异规律,探讨居民-农田复区分布格局下不同种植方式及附近村庄污水的排放对农田氮素的影响。为控制土壤氮素向水体迁移、制定面源污染防治对策提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区基本情况

选择滇池北岸大清河流域北岸下部梁家村-金家村-新河的村前 46.7 hm² 韭菜田与花卉地为对象。研究区离滇池最近距离大约 1.5 km,最远距离大约 3.2 km。这些村庄人口约 1 100 人,种植区内有一个年存

栏 200 头的养猪场。调查区内有 90%以上的农田种植韭菜(韭黄),其余农田种植大棚花卉,集中分布于调查区的西南部。韭菜种植主要以扣棚生产韭黄为主,一年约产韭黄 2 茬,合计产量可达 60 t·hm⁻² 左右。韭黄生产过程中废弃韭菜扔入垄沟中,在自然条件下原位腐烂。年平均施氮量(纯 N)3 000~3 600 kg·hm⁻²,以尿素为主;年磷、钾肥施用量分别约为 1 000 kg·hm⁻² (P₂O₅)、540 kg·hm⁻² (K₂O),以过磷酸钙和氯化钾为主。施肥方式为地表撒施。由于毗邻大清河地下水位较高(一般在 30~50 cm),氮容易向下淋溶污染地下水。

位于东北部的村前农排沟及附近的韭菜地是居民分散生活污水的主要接纳场所。农田接纳的污水水质如表 1。试验依据种植方式与污水来源不同,将调查区再细分为 4 个采样小区(图 1)。上部韭菜种植区(A区),该区主要接纳村前生活污水;中部韭菜种植区(B区),该区既接纳村前生活污水也接纳养殖废水排放;中下部韭菜种植区(C区),该区仅接纳少量生

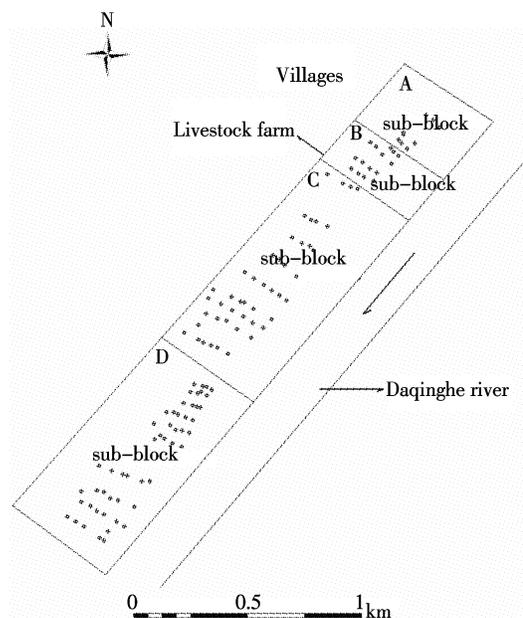


图 1 调查区村庄、养猪场、采样区相对位置及其土壤采样点分布
Figure 1 Distribution of village, livestock farm, sampling sub-block and sampling sites in the investigation area

表 1 流入农田沟渠污水的水质(mg·L⁻¹)^[10]

Table 1 Water quality of sewage water for flowing into agricultural ditches(mg·L⁻¹)

项目	pH	TN	NH ₃ -N	NO ₃ -N	TP	H ₂ PO ₄ -P	COD _{Mn}	流量/m ³ ·d ⁻¹
畜禽废水	8.42	218.76	201.80	23.61	140.83	52.82	713.12	298.06
生活污水	8.06	28.06	18.70	2.82	13.62	5.76	51	694.25

活污水;下部韭菜种植和大棚花卉区域(D区),该区基本上不接纳污水。

1.2 样品采集与分析

2006年8月,在整个调查区,用网格法采样表层0~20 cm土壤(花卉区为盖棚,韭菜地为露天),东西方向间隔40 m,南北方向间隔80~90 m,采样点GPS定位。采样区为平地,整个区域共采集121个样品。鲜样测定土壤 NO_3^- -N和pH;风干样测定土壤TN、TP、有效磷,具体方法详见参考文献[11]。

1.3 数据统计

常规统计分析软件SPSS10.0,地统计分析软件为ArcGIS 9.2,运用普通克里格法进行空间插值^[12]。

2 结果与分析

2.1 土壤pH和土壤氮、磷含量的基本状况

研究区域原为水稻田,10多年前才改种蔬菜和花卉。由表2可知:土壤总氮1.28~6.17 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (平均值3.36 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$),其中大约10%的土壤全氮大于5.2 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,75%的土壤全氮介于2.3~4.7 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图2);硝态氮3.7~691.67 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (平均88.7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),其中大约10%的土壤硝态氮大于500 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,近80%的土壤硝态氮介于230~500 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图3)。可见,土壤氮总体偏高。这与调查区长期施用大量化肥、接纳高浓度生活污水有关。

据同期调查,从村庄和养殖场流入农田沟水氮磷浓度很高(表1),导致农田沟渠水质总体偏高,TN为2.3~172.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (平均值40.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), NH_3 -N为0~34.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (平均值7.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)、 NO_3^- -N为0~7.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (平均值1.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)^[10]。韭菜年累计施氮量(纯N)约3 000~3 600 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,花卉地年累计施氮量(纯N)平均约12 241.73 $\text{kg}\cdot\text{N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。调查区土壤硝态氮偏高可能还与大棚导致养分表聚有关。有研究表明,关中地区泾阳等地32个蔬菜大棚土壤盐分表聚和酸化现象明显,耕层(0~20 cm)平均硝氮为104.1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,20~40 cm土层平均也达25.7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,40~60 cm和

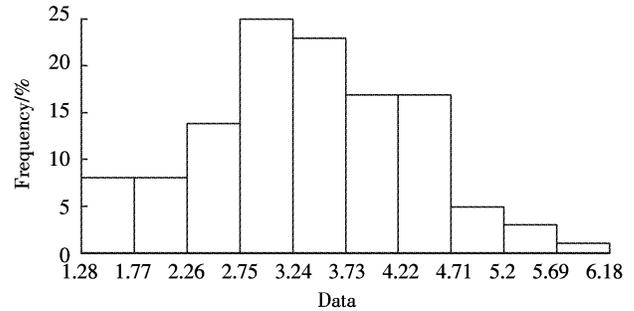


图2 土壤总氮浓度频率分布

Figure 2 Frequency distribution of soil total nitrogen concentration

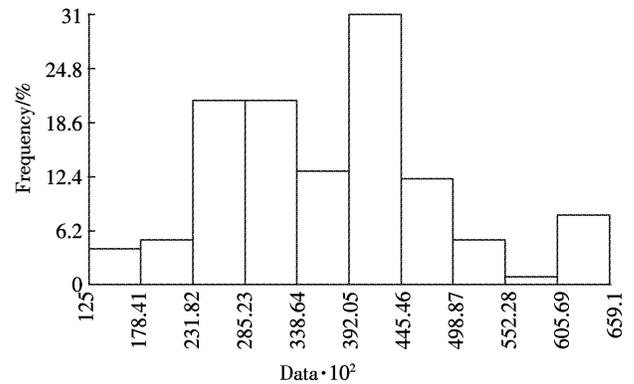


图3 土壤硝氮浓度频率分布

Figure 3 Frequency distribution of soil nitrate nitrogen concentration

60~80 cm土层分别为29.3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和35.8 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[13]。

2.2 土壤氮素空间变异特征

表3中,块金值为 C_0 ,基台值为 C_0+C_1 ,其比值可以表示土壤性质空间相关性的程度。如果比值小于25%,说明变量空间相关性很弱;比值在25%~75%之间,表明变量具有中等的空间相关性;比值大于75%,说明变量具有强烈的空间相关性^[14-16]。调查区土壤总氮和硝氮的 $C_0/(C_0+C_1)$ 分别为53.4%和20%,说明土壤总氮和硝氮分别有中等和弱的空间相关性,总氮的空间分布是结构性因素和随机性因素共同作用的结果。而且,与总氮相比,土壤硝态氮空间分布更易受随机性因素影响(施肥、耕作制度、土地利用方式等)。

变程是因子最大变异的距离,在变程之内,

表2 调查区土壤主要理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of tested soils

项目	最大值	最小值	平均值	标准差	变异系数	偏度	峰度	K-S
pH	8.21	6.80	7.69	0.25	3.3	-0.763 2	4.22	-
总磷/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	2.41	0.80	1.36	0.34	25.0	0.225 2	2.60	-
有效磷/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	93.83	2.56	26.25	17.59	67.0	0.317 6	2.78	-
总氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	6.17	1.28	3.36	0.98	29.3	0.061 7	2.89	0.82
硝氮/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	691.70	3.70	88.70	146.60	165.3	0.460 6	3.17	0*

表 3 土壤氮素空间变异函数理论模型及其参数

Table 3 Spatial variation function theoretical model of soil nitrogen and its parameters

项目	理论模型	块金值	基台值	块金值/基台值	变程/m	残差 R^2	残差平方和 RSS
总氮	球型(数据经过对数转换)	0.620 6	1.161	0.53	6.565	0.837 8	0.999
硝氮	球型(数据经过对数转换)	0.371 5	1.857	0.20	5.383	0.914 4	0.377 6

空间自相关存在,在变程之外,空间自相关消失^[14-16]。因此,变程的大小表示空间异质性的尺度。土壤总氮的变程稍大于硝氮(表 3),也说明相对于总氮,硝态氮具有更强的空间异质性。

2.3 土壤氮素的空间分布

由于大量施肥,滇池流域速效氮含量普遍较高,速效氮平均为 $329.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 是土壤正常值的 2 倍,表明土壤中有较多的氮素累积,其流失的潜在风险极大^[4]。地统计学分析表明,土壤总氮和硝态氮分布存在明显空间变异性。调查区东北部土壤总氮含量最高,西南部最低;而土壤的硝氮含量以西南部花卉区最高(图 4)。

接收污水强度不同的 4 个采样区 A、B、C、D 其土壤总氮分别为 $1.48 \sim 6.17(3.74 \pm 1.14) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $3.58 \sim 5.21(4.41 \pm 0.82) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $1.52 \sim 5.62(3.58 \pm 0.89) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $1.28 \sim 4.60(2.92 \pm 0.80) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 就其平均值来看, B 区 > A 区 > C 区 > D 区。不同采样区土壤总氮浓度差异主要与不同采样区接纳污水强度不同有关。B 区同时有生活污水和养殖废水流入, A 区有生活污水流入,所以这二个区土壤总氮较高,而 D 区几乎没有污水流入,土壤

总氮浓度较低。

土壤硝氮含量与总氮的情况不同, A、B、C、D 各区的硝态氮分别为 $8.19 \sim 117.23(53.82 \pm 23.16) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $17.15 \sim 43.78(32.49 \pm 13.77) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $3.68 \sim 116.65(29.62 \pm 25.46) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $3.93 \sim 691.69(157.82 \pm 205.43) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。就其平均值来看,土壤硝态氮依次有 D 区 > A 区 > B 区 > C 区,且 A、B、C 各区硝态氮差异不显著。可见,花卉种植区土壤硝态氮浓度偏高。段永蕙等研究也证实花卉种植地土壤有较高硝态氮^[4]。在 4 个采样区中,花卉地土壤总氮最低,但土壤硝态氮最高,其大于韭菜(韭黄)地土壤,说明花卉地土壤较高硝态氮不是来自有机氮矿化。导致花卉地土壤拥有高浓度硝态氮主要原因可能是无机氮肥过量施用,以及大棚引起的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在表层土壤积聚。

由于土壤高浓度硝态氮及易随水淋溶,夏天揭棚后,花卉种植区土壤硝态氮应具有较高氮淋溶风险;夏季高温,有机氮易矿化为硝态氮,接受污水的 A、B 区也具有较高的硝态氮淋溶风险。此外,土壤中含有的低分子量的一些有机氮也可能具有淋溶风险^[17]。由于调查区地处大清河沿岸,地下水位较高,加上附近村

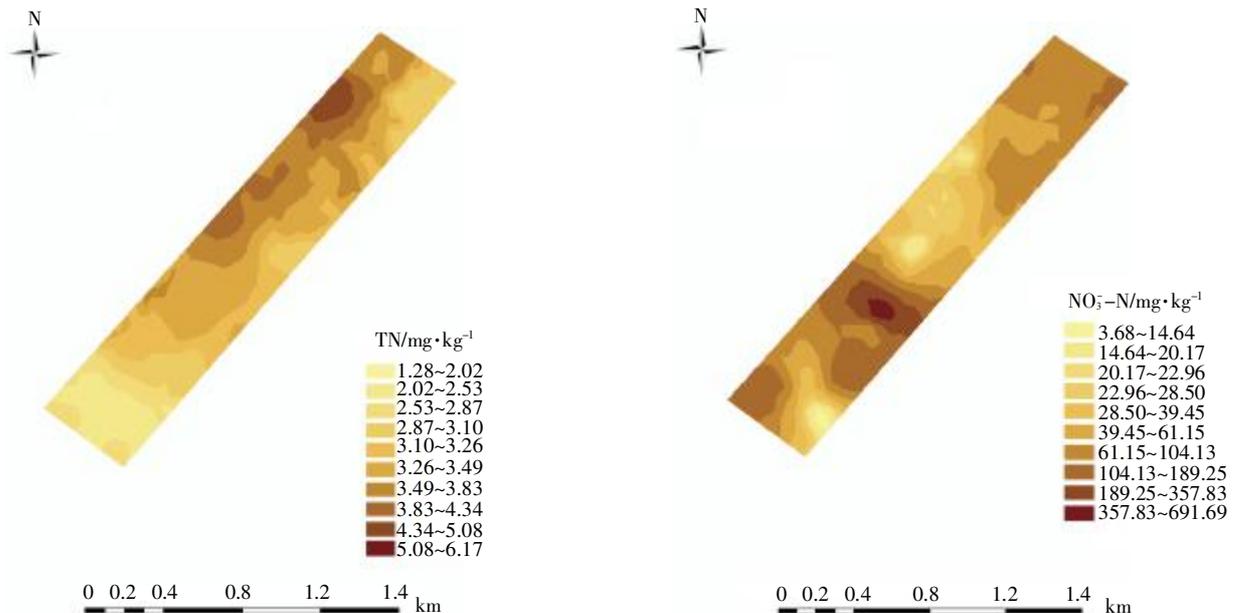


图 4 居民-农田混合区土壤 TN(左)、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (右)浓度空间分布

Figure 4 Spatial distribution of TN(left), $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (right) concentration in soils of farmland adjacent to villages

庄污水的排放,以及不定期的农田灌溉,也将导致农田径流发生,进而加剧农田土壤氮流失。太湖流域研究表明,径流量是影响氮素流失通量的关键因素,氮素径流损失与施氮量呈显著正相关,施肥与径流发生的时间间隔也是决定径流氮损失的重要因素^[18]。有关调查区径流和农田排水氮输出有深入研究必要。

3 讨论

滇池水体已经出现明显富营养化^[4]。沿湖面源氮磷向水体输入是导致滇池水体氮磷偏高主要原因之一^[4]。滇池流域面源污染源主要有化肥氮、磷流失,农村生活污水直排,农村垃圾堆放及降雨产流,养殖废物污染,农业固废污染,村居地表径流,大气干湿沉降等。滇池沿湖地区居民村庄与农田呈复区分布。由于滇池沿湖地区基础设施建设速度落后于城镇化进程,村镇居民还没有建立生活污水收集管网,其家庭污水主要以直接排放为主。据现场调查,村前农排沟是居民分散生活污水主要接纳场所。在旱季(每年11月至次年4月),污水流入农排沟及其农田,随后流入大清河两边排洪沟,在雨季(每年5—10月),污水和地表径流流入农排沟,与农田排水混合,随后也进入大清河两边排洪沟。排洪沟水直接入湖,或者泵入入湖大清河。生活污水流经农排沟及其沟边农田,土壤对高浓度污水中氮磷有吸附净化作用。在旱季,研究区农田沟渠对村庄排出污水氮、磷削减率分别达到20%~50%和20%~60%^[19]。显然,居民-农田复区分布格局对缓解生活污水直排引起污染具有积极作用。然而,如果生活污水无节制直接排放流入农田势必导致氮磷在土壤累积,一些田块土壤出现氮磷高值区。调查区地下水位浅,硝态氮极易通过径流和淋溶进入农田附近水体,随后流入滇池。本研究结果证实,生活污水排入调查区东北部导致出现明显高氮区域(图4)。因此,有必要限制生活污水直接排入农田,建议采取分散式家庭生活污水处理技术对生活污水处理达标排放。许多研究证实,分散式生活污水技术能有效净化生活污水^[20]。

养殖废水氮磷浓度极高(表1),其直接排入农田也形成农田土壤高氮区原因之一(图4)。昆明市早已发布滇池沿湖养殖禁令,但是,仍然有小规模养猪场和散养家禽存在。因此,加大执法力度,控制沿湖畜禽养殖及其污水排放应该成为滇池沿湖面源污染防控常抓不懈的任务。

由于大棚内部高温,土壤蒸发量大,土体下部硝

态氮随水向地表移动,导致硝态氮在表层土壤积聚。夏季高温多雨,一旦揭棚,降雨时硝态氮势必被淋洗到更深,甚至进入地下水。因此,夏季应该控制温室大棚花卉施肥量,减少表层土壤氮浓度,其有利于降低夏季花卉揭棚所产生的土壤硝态氮向水体迁移风险。研究证实,尿素施入调查区土壤,3d尿素水解率达90%,随后35d时间内氨挥发氮占施尿素氮31.8%^[21-22]。因此,在滇池沿湖推广缓释氮肥对防止肥料氮向水体迁移具有意义。

4 结论

滇池北岸典型居民-农田混合区农田土壤总氮为1.28~6.17(3.36±0.98)g·kg⁻¹,硝态氮3.7~691.7(88.7±146.6)mg·kg⁻¹,总体偏高。居民-农田混合区农田土壤总氮和硝态氮含量具有明显空间变异。邻近村庄和养殖场田块由于废水大量输入,土壤总氮偏高;大棚花卉区土壤硝态氮偏高,其可能与大棚内土壤NO₃-N表聚以及花卉过量氮肥施用有关。在滇池流域湖滨区居民生活污水、养殖污水的排放,作物种植方式与布局,对农田氮的迁移及水体污染具有重要的影响。土壤氮浓度较高田块硝态氮向邻近水体输出及其对水环境影响应给予必要关注。禁止生活和养殖废水直接向农田排放对避免农田土壤硝态氮出现高淋溶/径流风险区具有实际意义。

参考文献:

- [1] 谢红梅,朱波.农田非点源氮污染研究进展[J].生态环境,2003,12(3):349-352.
XIE Hong-mei, ZHU Bo. Research progress on non-point source pollution of nitrogen in agro-ecosystem [J]. *Ecology and Environment*, 2003, 12(3):349-352.
- [2] Onema O, Roest C W J. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters: The effects of policies and measurements in the Netherlands [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37: 19-30.
- [3] Smith K A, Jackson D R, Pepper T J. Nutrient losses by surface runoff following the application of organic manures to arable land: Nitrogen [J]. *Environmental Pollution*, 2001, 112: 41-51.
- [4] 段永蕙,张乃明.滇池流域农村面源污染状况分析[J].环境保护,2003,28-30.
DUAN Yong-hui, ZHANG Nai-ming. Analysis on current status of rural area non-point pollution in Dianchi Lake Basin [J]. *Nature Ecological Conservation*, 2003: 28-30.
- [5] 强继红.滇池水环境污染的工程治理综述[J].云南地理环境研究,2002,14(1):61-66.
QIANG Ji-hong. Summarizing for managements of pollution in water environment in Dianchi [J]. *Yunnan Geographic Environment Research*,

- 2002, 14(1):61-66
- [6] 曹志洪, 林先贵. 中国土壤质量系列专著, 太湖流域土-水间的物质交换与水环境质量[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 19-21, 57, 80, 87, 126, 147.
- CAO Zhi-hong, LIN Xian-gui. Soil quality series of monographs, Taihu Lake basin materials exchange of soil-water and water quality [M]. Beijing: Science Publishing House, 2006: 19-21, 57, 80, 87, 126, 147.
- [7] 桂 萌, 祝万鹏, 余 刚, 等. 滇池流域大棚种植区面源污染释放规律[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(1): 1-5.
- GUI Meng, ZHU Wan-peng, YU Gang, et al. Release regularity of agricultural non-point pollution in drainage area in Dianchi Region [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(1): 1-5.
- [8] 刘忠翰, 彭江燕. 滇池流域农业区排水水质状况的初步调查[J]. 云南环境科学, 1997, 16(2): 6-9.
- LIU Zhong-han, PENG Jiang-yan. Primary investigation of water quality of the agricultural area in the Dianchi Lake Catchment [J]. *Yunnan Environment Science*, 1997, 16(2): 6-9.
- [9] 张德刚, 汤 利, 陈永川, 等. 滇池流域典型城郊村镇排放污水氮、磷特征分析[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2245-2250.
- ZHANG De-gang, TANG Li, CHEN Yong-chuan, et al. Discharge rule and character of nitrogen and phosphorus in household wastewater from suburb typical region in Dianchi Lake Catchment [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(6): 2245-2250.
- [10] 陆海燕, 胡正义, 逢玉万, 等. 城郊居民农田混合区田间沟渠水质空间变异特征研究[J]. 水土保持学报, 2009, 23(3): 16-19.
- LU Hai-yan, HU Zheng-yi, PANG Yu-wan, et al. Spatial variability of field ditches water quality in the mixed area of suburban residents and farmland [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23(3): 16-19.
- [11] 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. Soil agricultural chemistry analysis [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [12] 王政权. 地统计学及在生态学中的应用[M]. 北京: 科学出版社, 1999.
- WANG Zheng-quan. Geostatistics and its application in ecology [M]. Beijing: Science Press, 1999.
- [13] 党菊香, 郭文龙, 郭俊伟, 等. 不同种植年限蔬菜大棚土壤盐分累积及硝态氮迁移规律[J]. 中国农学通报, 2004, 20(6): 189-191.
- DANG Ju-xiang, GUO Wen-long, GUO Jun-wei, et al. Study of the regularity of the salt accumulation of topsoil and NO_3^- -N migration in greenhouse soil and years of vegetables cultivation [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2004, 20(6): 189-191.
- [14] 杨玉建, 杨劲松. 典型潮土区土壤耕层盐分含量的趋势效应研究[J]. 灌溉排水学报, 2004, 23(6): 10-13.
- YANG Yu-jian, YANG Jin-son. The trend variability of soil salt content in the representative fluvo-aquic soil area [J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2004, 23(6): 10-13.
- [15] Zhang S R, Sun B, Zhao Q G, et al. Temporal-spatial variability of soil organic carbon stocks in a rehabilitating ecosystem [J]. *Pedosphere*, 2004, 14(4): 501-508
- [16] 徐 英, 陈亚新, 周明耀. 不同时期农田土壤水分和盐分的空间变异性分析[J]. 灌溉排水学报, 2005, 24(3): 30-34.
- XU Ying, CHEN Ya-xin, ZHOU Ming-yao. Spatial variability of soil water and salt in field at different time [J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2005, 24(3): 30-34.
- [17] 司友斌, 王慎强, 陈怀满. 农田氮、磷的流失与水体富营养化[J]. 土壤, 2000, 4: 188-193.
- SI You-bin, WANG Shen-qiang, CHEN Huai-man. Agricultural nitrogen and phosphorus loss and eutrophication [J]. *Soil*, 2000, 4: 188-193.
- [18] 王 鹏, 徐爱兰. 太湖流域典型圩区农田氮素地表径流迁移特征[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1335-1339.
- WANG Peng, XU Ai-lan. Nitrogen losses with surface runoff from farm lands in polder area around Taihu Basin [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4): 1335-1339.
- [19] 殷小锋, 胡正义, 周立祥, 等. 滇池北岸城郊农田生态沟渠构建及净化效果研究[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(22): 9676-9679, 9689.
- YIN Xiao-feng, HU Zheng-yi, ZHOU Li-xiang, et al. Study on the construction of the ecological agro-ditch and its effect on purification sewage on the northern lakeshore of Dianchi Lake [J]. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 2008, 36(22): 9676-9679, 9689.
- [20] 曹志洪, 林先贵. 中国土壤质量系列专著, 太湖流域土-水间的物质交换与水环境质量[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 91-97.
- CAO Zhi-hong, LIN Xian-gui. Soil quality series of monographs, Taihu Lake basin materials exchange of soil-water and water quality [M]. Beijing: Science Publishing House, 2006: 91-97.
- [21] 逢玉万, 胡正义, 谷思雨, 等. 硫磺和双氰胺配施对尿素在滇池北岸菜地土壤中转化的影响研究[J]. 土壤通报, 2007, 38(6): 1154-1157.
- PANG Yu-wan, HU Zheng-yi, GU Si-yu, et al. Influences of elemental sulfur and dicyandiamide on urea transformation in a vegetable soil from the northern bankside of Dianchi Lake Region [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2007, 38(6): 1154-1157.
- [22] 张瑞杰, 胡正义, 林国林, 等. 施用硫磺对滇池北岸碱性菜田氨挥发影响的影响[J]. 土壤通报, 2009, 40(3): 636-639.
- ZHANG Rui-jie, HU Zheng-yi, LIN Guo-lin, et al. Influence of elemental sulfur on ammonia volatilization in a vegetable soil in the northern bankside of Dianchi Lake [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2009, 40(3): 636-639.