

滇池湖滨农业污染土壤的硝化过程及控制方法

刘忠翰, 彭江燕, 刘永菊, 张玉梅, 聂菊芬

(云南省环境科学研究所, 云南 昆明 650034)

摘要:通过对流经农业区的河流水质监测、不同土地利用方式的土壤现场采样分析、室外大型人工模拟装置和室内土柱的试验,研究了农业生产过程施肥与农村生活污水进入农田后,有机态和铵态氮素在土壤内的硝化过程特点以及减少硝态氮通过径流向水体迁移的方法。结果表明,耕层和不同深度土层中土壤有机态氮和铵态氮有少量积累,但在旱作时期又被消耗,且土壤矿质 N 素在这个时期发生 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的转化,主要存在 0~60 cm 土层中。硝化作用强度与土壤水分、氮负荷率、停留时间和土壤有机质等因素有关。利用滇池流域湖滨区土壤潜水位埋深浅的自然特征,控制入渗水的深度和停留时间可有效地减少土壤硝态氮向地表水中迁移。

关键词:滇池; 农业污染; 土壤硝化过程; 氮化肥; 污水

中图分类号:X52 文献标识码:A 文章编号:1672-2043(2005)03-0526-07

Nitrification Process and Control Method of Soils in Dianchi Lakeside of Agricultural Pollution Environment

LIU Zhong-han, PENG Jiang-yan, LIU Yong-ju, ZHANG Yu-mei, NIE Ju-fen

(Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming 650034, China)

Abstract:Through monitoring water quality of river in agricultural watershed, analysis for field soil samples under different land utilization modes and the experiments in a large scale artificial simulated equipment and in the laboratorial soil column, we researched on the characteristics of nitrification process of organic nitrogen and ammonium nitrogen in soil when fertilizer and rural wastewater were used and the control method for reducing the nitric nitrogen in soil transferring into water bodies by runoff. The results indicated that there existed a little accumulation of organic nitrogen and ammonium nitrogen in the cultivated layer and various depth of soil layer during the rice growth, and this accumulative nitrogen would be depleted during dry season. The transformations of mineral nitrogen in soil from $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to $\text{NO}_3^-\text{-N}$ during this period occurred mainly in 0~60 cm soil layer. Part of nitric nitrogen could be moved from upper bed soil to bottom soil under irrigation water and rainwater eluviations, but the lower concentration of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was monitored in 1.0~1.5 m horizon of soil. The maximal content of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was only $0.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in 1.0~1.5 m layer of soil, varied usually from 0.16 to $0.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. These results suggested that the higher denitrification intensity of soils in Dianchi lakeside had important functions to reduce the nitrate ion concentration. The nitrification intensity related to the water content of soil, nitrogen loading rate, the retention time and the soil organic matter. Based on the nature characteristic of lakeside soil with shallow buried depth of ground water table in catchments of Dianchi Lake, controlling the depth and retention time of seepage water in soil could availably reduce the soil nitrate moving to surface water.

Keywords: Dianchi Lake; agricultural pollution; soil nitrification process; nitrogen chemical fertilizer; wastewater

土壤氮素的净化能力和环境容量是流域氮营养盐入湖总量控制技术的理论基础之一^[1]。随着农业产

业结构的变化和湖滨地区农民生活水平的提高,化肥与粪肥过量施用、未经处理或简单处理的村镇生活污水直接进入农田灌溉的现象在滇池流域普遍存在,特别是在蔬菜与花卉种植区。近期在对陆地生态系统内的氮素通过入湖河道进入湖泊的总负荷量调查中,发现流经农业区的入湖河道的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 入湖总量高于接

收稿日期:2004-08-18

基金项目:国家重点基础研究发展计划项目(2002CB412310)

作者简介:刘忠翰(1943—),男,江苏靖江人,正高级工程师,长期从事水环境与土壤环境科学、环境生态工程研究。

E-mail:liuzh@yies.org.cn

纳城市生活污水的河道。表明湖泊流域的土壤氮素的硝化过程是值得注意的问题。这是因为一旦土壤产生过量 NO_3^- -N, 除会引起土壤 NO_3^- -N 向植物体内的转移外, 还将促进土壤硝态氮向排水渠道或河流的迁移, 使 NO_3^- 污染和对水生生物危害的风险加大^[2-5]。已有的成果虽然揭示氮肥或有机肥施入土壤后, 硝态氮在不同土层内的动态变化^[6,7], 但缺乏肥料和农村污水交替影响对土壤硝化过程的全面系统研究, 使农业污染的氮磷入湖总量控制技术和管理方法缺乏基础数据的支持。本文针对滇池流域作物施肥过程和污水进入土壤后, 对 1.8 m 厚的不同土层内土壤硝化过程的影响进行了系统研究, 力图获得滇池流域主要土壤类型硝化作用所需的土壤包气带的临界深度, 有效调

控上、下层土壤硝化过程和脱氮过程技术方法的理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤、污水和肥料

水稻土、红壤是滇池流域的主要土壤类型。供模拟试验用的水稻土和红壤来自昆明市北郊, 发育于第四纪红色粘土, 两种土壤均按层(每层 20 cm)测定其理化性质, 可代表上、中、下土层变化差异的结果列于表 1 中。

模拟试验污水取自昆明市的一条主要纳污河道, 取水口位于昆明市第一污水处理厂进水的上游河段内。污水的污染物年均含量为: BOD_5 73.4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、

表 1 供试土壤相关的理化性质
Table 1 Some physical and chemical properties of experiment soils

土壤类型	采样深度 /cm	pH	有机质 /%	全 N /%	NH_4^+ -N* / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	NO_3^- -N* / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	CEC / $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$	物理性粘粒 /%
水稻土	0~20	6.82	4.97	0.225	18.00	174.82	20.00	52.58
	40~60	6.89	2.02	0.106	10.00	90.60	16.98	53.36
	140~160	6.70	1.26	0.066	10.00	115.50	11.61	68.03
红 壤	0~20	5.65	3.94	0.140	10.00	127.18	31.56	39.58
	40~60	4.75	2.50	0.103	7.00	78.32	9.06	39.97
	140~160	4.42	1.63	0.060	4.00	62.90	8.50	55.70

注: * 者表示采用风干土样测定的结果, 在风干过程中铵态氮已向硝态氮转化。

COD_Cr 135.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、SS 58.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、TN 22.82 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 NH_3 -N (NH_4^+ 与非离子氨之和) 14.42 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 NO_3^- -N 0.133 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 NO_2^- -N 0.047 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、TP 1.468 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。符合国家农灌水水质^[8]和城市污水土地处理进水质标准^[9], 也与现场研究点斗南村的生活污水污染物(BOD_5 76.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 COD_Cr 142.4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、SS 67.6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、TN 17.49 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 NH_3 -N 9.69 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 NO_3^- -N 0.101 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 NO_2^- -N 0.179 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、TP 1.370 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 含量相似。模拟试验施用的化肥有尿素, 含 N 量 46%, 氮磷钾三元复混肥, 三元养分总含量 45%(或 25%), 其中含 N 量 15%(或 13%)。现场研究区除上述化肥外, 还施用硝酸铵、碳铵等化肥。蔬菜花卉常施用猪粪、牛粪和鸡粪等粪肥, 据初步调查约 37.5~52.5 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (鲜重)。

1.2 研究方法

2003 年 3 月至 2004 年 6 月采用现场研究的方法, 对流经农业区的河流及其流域内的土壤进行调查研究。不同土地利用方式的农田主要选择在斗南村、官渡镇、大板桥镇一带湖滨地区的菜地、花卉地、水稻田。现场采取 0~20 cm、20~40 cm 和 40~60 cm 的新鲜

土壤, 测定不同含水量的 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量变化。在采样区域选择宝象河、斗南村农田主排水沟等, 逐月至少 1 次或数次采取河流入湖监测断面的水样, 测定 NO_3^- -N 和 NH_3 -N 等含量。并在斗南村的大棚菜地试验土壤上, 重点测定 0~20 cm、20~40 cm 和 40~60 cm 土层和排水系统的 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量。

施肥与灌溉、生活污水投配的模拟试验在一种特殊的大型人工模拟土壤-地下水装置^[2]中进行。该装置主体构造为直径 2.0 m 的模拟柱, 柱上部为厚度 1.8 m 的土层, 下部为厚 0.5 m 的模拟地下水的砂石层。模拟土壤采用按自然土壤的容重和体积分层采集, 运输和回填的方法: 整个装置的池壁、池底为钢筋混凝土, 池壁超高 0.3 m, 在不同深度的土层和砂石层中设置采水装置, 依靠土壤重力水的重力作用使不同深度土壤溶液可自然(正压)排出。同时, 还设置了室内 PVC 管(2.0 m 长)的 1.8 m 土柱淋溶试验, 以方便研究污水氮素在土壤内积累与硝化特征。试验中对投配的污水、排水等进行计量, 定期监测污水、不同土层排水、地下水和土壤的各种形态 N 含量。水样的凯氏氮采用蒸馏-光度法、氨氮采用纳氏试剂光度法、硝酸

盐氮采用酚二磺酸光度法、亚硝酸盐氮采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定^[10], 考虑本文前后数据、参考文献数据间的可比性, 土样的氨氮采用 2 mol·L⁻¹KCl 浸提-蒸馏-滴定法、硝酸盐氮采用饱和 CaSO₄ 溶液浸提-酚二磺酸光度法测定^[11]。

2 结果与讨论

2.1 农业污染环境的河流沟渠和土壤 N 素形态分布特点

通常流经农业区的河流比流经城市的河流有更

高的 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N、及较低的凯氏 N (K-N)和 NH₃-N。表 2 的统计结果表明:开展研究的流经农业区的入湖河道的 K-N 和 NH₃-N 的含量水平通常不足城市纳污河流的 50%;但一旦受到较多的村镇生活污水和养殖业废水(包括屠宰等工业废水)排入影响, 会使河流的不同形态氮含量接近城市污水的水质状况。这充分说明 K-N 和 NH₃-N 的含量水平与近郊乡镇城市化发展和人口密度提高密切相关, 村镇和人口密度越低, 其浓度含量水平也越低。

农业区河流高的 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 含量, 证明

表 2 2003 年 4 月至 2004 年 3 月河流不同形态氮含量统计值(mg·L⁻¹)
Table 2 Statistical data of different morphological nitrogen content in rivers during Apr. 2003 to Mar.2004

河道名称	K - N	NH ₃ - N	NO ₃ ⁻ - N	NO ₂ ⁻ - N
金汁河	15. 33±12. 61	8. 38±7. 01	0. 468±0. 707	0. 154±0. 168
宝象河	4. 49±2. 64	2. 58±2. 06	0. 414±0. 551	0. 186±0. 273
马料河	5. 28±2. 58	3. 85±1. 98	1. 008±1. 152	0. 363±0. 470
海河	24. 71±8. 69	19. 16±7. 03	0. 116±0. 096	0. 048±0. 103
小清河	9. 99±6. 39	6. 04±4. 56	0. 476±1. 107	0. 029±0. 065
斗南农田主排水沟	7. 19±3. 62	4. 96±2. 66	0. 437±0. 713	0. 103±0. 058
6 条农村河流平均	11. 17±7. 71	7. 50±6. 05	0. 487±0. 289	0. 147±0. 121
纳污河流平均*	22. 67±4. 33	16. 90±3. 50	0. 073±0. 011	0. 046±0. 017

注:* 者表示用 5 条流经城市的纳污河流,即乌龙河、西坝河、船房河、明通河、大清河的平均值再进行的统计值。

农田排水和降雨过程的地表径流与地下径流引起的 NO₃⁻-N 向水体迁移是明显的。高学民用 Logistic Regression 方法对我国河流水系氮污染分析表明, 区域社会经济的发展及气候条件, 如氮肥施用量、降雨量、人口密度、牲畜废物排泄量、农作物及粮食作物种植面积等, 或者与氮的来源有关, 或者与 NO₃⁻-N 的运移机制有关, 其变化均影响河流水中的 NO₃⁻-N 的浓度^[5]。

经农业产业结构的调整,近十多年来滇池湖滨地区的作物种植发生很大变化, 由原来较单一的蚕豆(小麦)-水稻转变为复种指数高、施肥量大和品种多样的蔬菜、花卉地。呈贡县斗南镇就是蔬菜、花卉大棚种植的典型地区,其排水系统和西芹 0~60 cm 土壤氮形态研究的结果见表 3 和表 4。

2.1.1 灌排水系统 N 素形态分布特征

水冲厕所的家庭化和太阳能热水器的安装,使农村卫生条件有很大改观,但也直接加剧地表水体的污染。以斗南村为例,部分生活污水未经处理进入灌溉支渠的水中,使之含有较高的 K-N 和氨氮(NH₃-N), 其浓度分别为 14.64±3.63、9.11±0.83 mg·L⁻¹, 是城市纳污河流 K-N 和 NH₃-N 的 65% 和 54%,见表 2。灌排水农沟有最高的 K-N 和 NH₃-N, 与菜地施粪肥过程的污染和污水直接混入、沟内浮游生物含量较高有关。灌排水毛沟和排水支渠的 K-N 和 NH₃-N 含量较低,与灌溉水经土壤净化的渗滤水混入有关。其最终含量水平取决于地下径流水质与水量、地表径流方式进入支渠和毛沟的数量。每天 2 次泵站抽水排涝形成的地下水(即土壤潜水)基流,依然会造成毛沟、农沟、支渠内水体 NO₃⁻-N 浓度比灌溉水的增加。其增加量较表 2 主排水沟全年统计的平均含量值(0.437±0.713

表 3 2004 年 2—3 月斗南村农田灌排水系统不同形态氮含量统计值(mg·L⁻¹)
Table 3 Statistical data of different morphological nitrogen content in field drainage system of Dounan village in 2004(mg·L⁻¹)

灌排水名称	K - N	NH ₃ - N	NO ₃ - N	NO ₂ - N
排水支渠	10.88±1.44	8.30±1.92	0.145±0.072	0.058±0.071
灌排水毛沟	10.68±2.60	6.67±0.32	0.167±0.114	0.098±0.093
灌排水农沟	18.50±7.69	13.04±7.25	0.175±0.102	0.040±0.047
接纳污水的灌溉支渠	14.64±3.63	9.11±0.83	0.096±0.008	0.092±0.122

mg·L⁻¹)低得多,从一个侧面证明深层地下径流的 NO₃⁻-N 浓度含量比地表径流或浅层地下径流低,这 and 不同深度土层的土壤硝态氮含量和反硝化强度差异密切相关。

2.1.2 上层土壤 N 素形态分布特征

表 4 的结果表明,在大棚种植条件下土壤水分、施肥与肥料品种、湿润灌溉和土壤潜水位 的埋深对土壤硝态氮含量有重要影响。事实上,不同的作物生育期、不同深度土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 存在很大差异。对滇池湖滨土壤硝化过程而言,旱季的土壤潜水位有所降低,使 0~20 cm 耕层土壤含 NO₃⁻-N 最高,特别是在 2 月 19 日追施化肥(NH₄NO₃ 1 140 kg·hm⁻²)后,耕层土壤 NO₃⁻-N 高达 319.29 mg·kg⁻¹。从 20 cm 至 60 cm 的土层内,NO₃⁻-N 降至较低水平。0~60 cm 土层 NH₄⁺ 离子含量通常很低,说明试验大棚的土壤环境条件有利于硝化过程;而 20~60 cm 土层 NO₃⁻-N 的大幅度降低,表明湿润灌溉会引起 NO₃⁻-N 向下迁移或作物吸收。耕层土壤如此高的 NO₃⁻-N 含量是危险的,一旦因灌溉过量或降雨产生地表径流、上层土壤地下侧渗径流,将大大增加排水沟的 NO₃⁻-N 含量,这是主排水沟全年平均含量较高的一个主要原因。

2004 年 6 月 24—25 日(主汛期)降雨过程,宝象河 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 的监测值分别为 1.575±0.248、0.276±0.032 mg·L⁻¹,与 2003 年 6—10 月监测值(NO₃⁻-N 1.120±0.496 mg·L⁻¹、NO₂⁻-N 0.269±0.246 mg·L⁻¹)相当,远高于初期降雨过程和旱季,证明这种推论符合客观实际。

2.2 施氮肥后土壤 N 素形态及硝化过程特征

滇池流域湖滨地区的土地利用方式以水稻—蚕豆轮作,蔬菜、花卉种植为主。由于 4 种作物对水分和营养需求 量不同,使灌溉方法存在较大的差异。

施用量为 750 kg·hm⁻² 的一种生物矿质复合肥(含 N 量为 13%)作基肥,观测 0~20 cm 耕层土壤在水稻生长期的 NH₄⁺-N 的变化,发现水稻土对 NH₄⁺ 有较高的吸附量。在不追施氮肥肥的情况下,经一个水稻

表 4 不同深度土壤铵态氮和硝态氮含量比较

Table 4 Comparisons on content of ammonium and nitrate nitrogen in different layers of oil

时间	监测地点	采样深度/cm	NH ₄ ⁺ -N/mg·kg ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N/mg·kg ⁻¹
2004-02-16	斗南村,试验区	0~20	5.85	53.33
		20~40	5.19	45.24
		40~60	5.74	6.830
2004-03-16	斗南村,试验区	0~20	1.92	319.29
		20~40	1.92	29.84
		40~60	3.84	28.49

生长季后,土壤铵态氮由一个高含量水平降至低含量水平。2 种土壤含量差异与土壤有机质浓度和阳离子交换量(CEC)关系密切。水田淹水形成的还原环境和土壤垂直渗漏的影响,使 NH₄⁺很少向 NO₃⁻转化。即使产生少量 NO₃⁻,也会随着土壤垂直渗漏进入底层土壤进行反硝化过程而不利 于 NO₃⁻ 长期存在。例如耕层 NH₄⁺-N 高达 82.22 mg·kg⁻¹ 时,1.0~1.5 m 土层的 NO₃⁻-N 最高含量仅为 0.67 mg·L⁻¹,经常在 0.16~0.39 mg·L⁻¹ 之间变化。

旱作栽培条件下,氮肥施用后耕层土壤 NH₄⁺向 NO₃⁻ 的转化通常十分明显。以氮磷钾复混肥为例,当施用量为 495 kg·hm⁻² 时,红壤的 NH₄⁺-N 含量在二周时间内有明显增加。旱作红壤 NO₃⁻-N 呈波浪形增加与减少现象与试验模拟降雨量灌溉过程有关,施肥当天和施肥后第 5 d 占总灌水量 68.1% 的灌溉,引起的垂直渗漏迁移,是 NO₃⁻-N 减少的主要原因,见表 5。

2.3 污水进入后土壤 N 素形态及硝化过程特征

试验水力负荷通常控制在 1.0~1.32 cm·d⁻¹,这相当每季作物种植期间耕地投入 16 500~19 800 m³·hm⁻² 的污水,即 9.24~11.09 kg 有机 N 和 15.86~19.03 kg 纯 N(NH₄⁺-N 形态),显然随污水进入的 N 数量是极有限的,不会引起耕层土壤全 N 含量发生明显的变化。为模拟田间污水进入土壤后,土壤颗粒对 NH₄⁺ 吸附数量关系,用 50.0 mL 含 NH₃-N 为 20.22 mg·L⁻¹ 的污水、采用 2.5:1 的水土比,浸泡且间歇人工振荡半小时

表 5 土壤施用铵盐氮肥后 0~20 cm 土层 NH₄⁺和 NO₃⁻含量变化

Table 5 Changes of NH₄⁺ and NO₃⁻ content in 0~20 cm soil layer with the application of ammonium nitrogen fertilizer

土壤类型	氮素形态	土壤不同形态 N 的含量/mg·L ⁻¹				
		施肥后 1 d	施肥后 13 d	施肥后 62 d	施肥后 85 d	施肥后 126 d
水稻土	NH ₄ ⁺ -N	106.11	93.29	21.71	14.01	13.04
红壤	NH ₄ ⁺ -N	9.90	31.42	24.79	7.04	4.10
红壤	NO ₃ ⁻ -N	4.83	1.64	9.08	4.88	13.51

后测得的水稻土、红壤 0~20 cm 土层的土壤 NH_4^+ 等温吸附量分别为 39.9、36.3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。这种污水投配量与施用纯 N 量 5 kg 的化肥处理相当,因此可将每次投加污水看作是一种低有机肥和氮化肥的施用过程。表 6 结果说明,污水施用后造成耕层土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的动态变化最为明显,这是因为占污水总氮含量 99.22% 的有机 N 和 NH_3-N 中, NH_3-N 占有比例为 62.70%;当污水中的 NH_3-N 进入耕层土壤后,除部分以氨气形态挥发或以质流方式向底层迁移外,绝大多数 NH_4^+ 被土粒吸附。长期淹水缺氧的土壤环境,有利于土壤 NH_4^+-N 的积累,并抑制硝化作用的发生,故在水稻生长期内,水稻土 NO_3^--N 含量仅为

0.455 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 红壤为 0.247 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 左右。一旦土壤处于通气好氧环境,被土壤吸附的 NH_4^+ 将转化为 NO_3^--N ,但不同土壤硝化强度存在很大差异。

2.4 N 素硝化过程的影响因素与有效控制方法

污水和肥料中的有机 N 和氨 N 进入土壤后,固态有机 N 多数沉积在耕层和犁底层土壤中;氨 N 主要以 NH_4^+ 形态被土壤粘粒吸持,或存在于土壤毛细管溶液中。影响土壤硝化作用的土壤因素有 pH、质地、氧化还原状况、水分含量、施肥措施和微生物数量与活性等。但在农业污染环境中下列因素更值得重视。

(1)氮负荷率:施肥量越高或污水投配的水力负荷

表 6 投配污水后不同作物种植方式的土壤 N 素变化($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)				
Table 6 Changes of N element in soils with different planting methods after wastewater application ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)				
土壤类型及作物	NH_4^+-N 平均值	NH_4^+-N 变幅	NO_3^--N 平均值	NO_3^--N 变幅
水稻土—蚕豆、小麦	12.56	4.63~22.88	12.73	0.72~34.86
红壤—蚕豆、小麦	12.84	4.10~24.77	4.54	0.52~13.51
红壤—水稻	19.02	12.71~37.64	0.25	0.16~0.39

率越高,表示投加到土壤中的有机 N 和 NH_4^+-N 数量越多,故 N 负荷率也越高。表 7 的结果表明。高水力负荷率的污水入田,通常使各土层的土壤速效 N(铵态 N 与硝态 N 之和)含量增加,虽然有些土层在高水力负荷率条件下速效 N 含量低于低水力负荷率的,但整个 0~160 cm 土层中的土壤有效 N 含量仍表现出净增加,红壤 $7.86\text{ cm}\cdot\text{d}^{-1}$ 处理较 $5.37\text{ cm}\cdot\text{d}^{-1}$ 处理的平均增加了 $8.86\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。合理施肥量与污水土地处理设计指导下的氮负荷率是减少硝态 N 向水体迁移的有效控制方法。

(2)土壤含水率:试验的 3 种土壤在水稻种植淹水条件下,土壤水分含量(烘干基)通常在 52.21%~7.27% 之间变化。这时,淹水稻田的土表氧化层及其下还原层中分别进行的硝化作用和反硝化作用,是导致铵态 N 损失的主要机制^[12,13]。蚕豆、小麦型污水土地处理中,土壤水分含量可保持在 13.90%~41.44%,其最高值约为田间最大持水量的 45.99%~51.06%,使上层土

壤硝化细菌活性剧增。已有研究表明,一般土壤水分含量为最大持水量的 50%~65%左右时,硝化作用最为旺盛^[14]。图 1 和图 2 说明,模拟滇池湖滨土壤潜水位较高地区土壤水分条件,土壤硝化过程主要发生在 0~60 cm 土层内;因作物对速效 N 吸收和土壤硝化作用影响,土壤 NH_4^+-N 含量随土层深度增加呈波浪形递增。 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的动态关系还表现在,刚投配污水(水力负荷 $5.37\text{ cm}\cdot\text{d}^{-1}$)时,耕层(0~20 cm)土层通常含有较高的 NH_4^+-N ($6.37\sim22.16\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,若无植被甚至可高达 $54.44\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。但随着土壤重力水的渗出和蒸发,上层土壤(0~40 cm)的土壤水分会大幅度下降,土壤 NH_4^+-N 因硝化作用发生降至 $5.28\sim11.19\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,而土壤 NO_3^--N 浓度由刚投配污水时的 $0.52\sim1.23\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 上升至 $10.93\sim41.71\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。耕层(0~20 cm)土壤硝化率(硝态氮与氨态氮硝态氮之和的百分比)与土壤含水量有显著的相关性,水稻土的相关方程为 $Y=136.4-2.836X$ ($r=-0.926\ 7$),红壤为 $Y=$

表 7 不同水力负荷率对土壤速效 N 含量的影响($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)								
Table 7 Influence of hydraulic loading rate on the content of available N in soil ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)								
土壤类型	水力负荷率 / $\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$	深度/cm						
		0~20	20~40	40~60	60~80	80~100	100~120	120~140
红壤	7.86	71.88	36.30	18.58	8.11	8.94	14.29	14.42
	5.37	19.96	21.84	5.81	21.91	11.41	10.28	11.23

$4.377e^{-0.053\,64Y}(r=-0.960\,9)$,均达到 0.001 的显著水平。

(3)土壤有机质:已有的研究结果认为,土壤有机质有助于提高对 NH_4^+ 和氨气 (NH_3) 的吸附和保持能力,减少挥发^[15]。施肥能增加土壤交换态铵的数量,试验土壤受有机质影响,在施 $\text{N}97.5\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 后 14 d,其含量为水稻土($93.29\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>红壤($75.57\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>紫色土($51.41\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。即使灌溉低浓度有机 N 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的污水,土壤有机质含量影响土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量与转化的证据也是明显的,见表 8,虽然种植水稻的土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化不显著,但土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与有机质的含量之间存在正相关性。旱作种植期,有机质含量与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量之间存在正相关性,有机质的含量高的水稻土有最高的硝化作用强度,土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在 $0.72\sim34.86\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间变化。

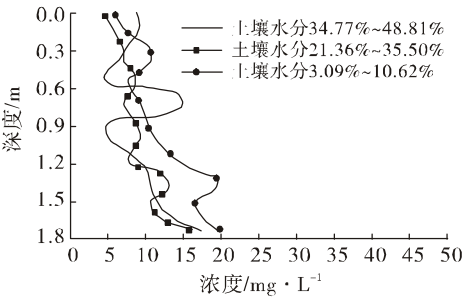


图 1 红壤在不同含水率时的土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化

Figure 1 Changes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in red soil with different water contents

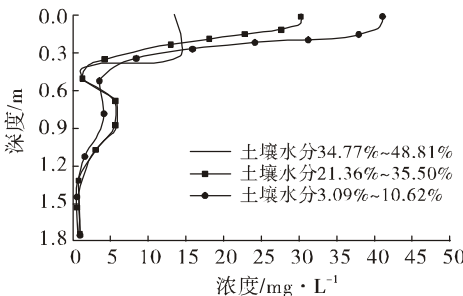


图 2 红壤在不同含水率时的土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 变化

Figure 2 Changes of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in red soil with different water contents

(4)停留时间:生活污水或施肥后灌溉水进入旱作土壤后,在土壤中的停留时间对土壤 NH_4^+ 向 NO_3^- 转化有极其重要作用,这是因为停留时间直接影响不同土层的通气性和土壤的持水量。以污水慢速土地处理方式为例,污水在土壤中的停留时间与土壤硝化率之间有显著的相关性,水稻土的回归方程为 $Y=3.472X-$

表 8 耕层土壤不同作物种植期内土壤有机质对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的影响

Table 8 Influence of soil organic matter on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in cultivated horizon of soil during planting various crops

土壤类型	有机质/%	旱作(蚕豆、小麦)		水作(水稻)	
		NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-
		/mg·kg ⁻¹	/mg·kg ⁻¹	/mg·kg ⁻¹	/mg·kg ⁻¹
水稻土	4.97	12.59±5.43	12.73±13.59	19.14±6.95	0.46±0.17
红壤	2.85	12.84±6.50	4.54±4.69	15.50±4.85	0.25±0.12
紫色土	1.85	12.30±8.84	1.64±0.85	11.07±3.63	0.25±0.04

注:表中各栏数值均为平均值±标准差。

$7.797(r=0.980\,2)$,红壤的回归方程更符合 $Y=2.255e^{-0.053\,28X}(r=-0.937\,5)$ 。停留 5~7 d 时,水稻土土壤硝化率通常在 11.13%~21.66%,红壤的土壤硝化率为 4.44%~11.91%;停留 13~16 d 时,水稻土硝化率达 31.29%~41.72%,红壤为 11.55%~15.69%;22~24 d 以上,水稻土的高达 67.43%~82.09%,红壤也可达到 41.03%~50.51%。由此可见,为保证上层土壤高含量硝酸盐随每次灌溉的污水渗滤至厌氧的下层土壤并被反硝化去除,污水的投配周期不小于 4~5 d 是必要的,在实际工程设计中采用 15 d 应是十分重要的考虑。

3 结论

氮化肥与农村生活污水共同影响滇池湖滨土壤的硝化过程。每次向土壤投配污水相当于一种低 N 肥量的施肥,也将点污染源转化为面污染源。湖滨大棚蔬菜种植造成的高潜水位的旱作栽培条件,使土壤较长时期的潜水位维持在 0.2~1.0 m 的土层内。由于土壤矿化与硝化作用、淋溶迁移的影响,使 0~60 cm 土层中有较高的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,底层土壤及溶液始终保持一种低 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,证明土壤较高的反硝化强度对 NO_3^- 控制有重要作用。控制入渗水的深度和停留时间可有效地减少硝态氮向地表水中的迁移。这种控制方法也为湖滨带湿地建设的实施,提供了可供设计的基础数据。

参考文献:

[1] 蔡载昌,张义生,许新,等. 环境污染总量控制[M].北京:中国环境科学出版社,1991.12~76.
[2] 刘忠翰,彭江燕. 化肥氮素在水稻田中迁移与淋失的模拟研究[J].农村生态环境,2000,16(2):9~13.
[3] Huang Jian-Guo, Yuan Ling. Nitrogen status and utilization in rhizosphere of rice [J].Pedosphere,1995,5(4):325~324.

532	刘忠翰等:滇池湖滨农业污染土壤的硝化过程及控制方法	2005年 6 月
[4] 关保华,葛 滢,常 杰,等. 富营养化水体中植物的元素吸收与净化能力的关系[J].浙江大学学报(理学版),2002,29(2):190-197.	分析方法(第四版)[M].北京:中国环境科学出版社,2002.250-285.	
[5] 高学民,陈静生,王立新. Logistic Regression 在我国河流水系氮污染研究中的应用[J]. 环境科学学报, 2000, 20(6):678-681.	[11] 中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法[M].北京:中国科学出版社,1983.79-94.	
[6] 李永梅,杜彩琼,林春苗,等. 铵态氮肥施入土壤中的转化[J].云南农业大学学报,2003,18(1):26-29.	[12] Buresh R J, De Datta S K, Denitrification losses from paddle rice soil in the tropics[J]. <i>Biol Fert Soil</i> ,1990,9:1-13.	
[7] 郭胜利,余存祖,戴鸣钧. 有机肥对土壤剖面硝态氮淋失影响的模拟研究[J].水土保持研究,2000,7(4):123-126.	[13] Cai G X, Cao Y C,et al.Direct estimation of nitrogen gases emitted from flooded soil during denitrification of applied nitrogen [J]. <i>Pedosphere</i> , 1991,1:241-251.	
[8] 国家环境保护局、国家技术监督局. 中华人民共和国国家标准农田灌溉水质标准(GB5048-92)[M].北京:中国标准出版社,1992.1-9.	[14] 李良谟,潘映华,周秀如,等. 太湖地区主要类型土壤的硝化作用及其影响因素[J].土壤,1987,19(6):289-293.	
[9] 高拯民,李宪法,等. 城市污水土地处理利用设计手册[M].北京:中国标准出版社,1991.30-43.	[15] 王敬国.植物营养的土壤化学[M].北京:北京农业大学出版社,1995.63-91.	
[10] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测		