

五川流域农业土壤反硝化作用测定及其调控措施

徐玉裕, 曹文志, 黄一山, 林璐, 李大朋, 王吉苹

(厦门大学环境科学研究中心, 近海洋环境科学国家重点实验室, 福建 厦门 361005)

摘要: 反硝化作用是土壤氮素转化的一个重要过程, 为探明五川流域内的农业土壤的反硝化作用强度及其影响因素, 利用乙炔抑制-原状土柱培养法对其进行测定。通过3次试验测定, 发现五川流域农业土壤具有较强的反硝化作用强度, 在种植季节, 土壤平均反硝化作用强度为 $0.1 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 最高达到 $0.6 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 其中蔬菜地反硝化作用强于其他土地利用类型。反硝化作用同土壤的 NO_3^- 含量、含水量、温度以及 pH 都存在正相关关系, 它们是流域土壤反硝化作用的主要影响因子。五川流域农业土壤经由反硝化作用氮损失量占流域平均施肥量的 16%, 高于国内其他地区。针对五川流域的环境和农业经济特点, 提出了控制反硝化作用的措施: 在温度较低的夜间进行施肥灌溉宜以防止氮肥损失, 用农村富余的厩肥代替化肥以减轻反硝化作用的发生, 同时加大节水灌溉力度。

关键词: 农业; 流域; 反硝化作用; 乙炔抑制-原状土柱培养法; 控制措施

中图分类号: S153 文献标识码: A 文章编号: 1672-2043(2007)03-1126-06

Denitrification Determination in soil of Wu Chuan Agricultural Catchment and the Contral Measure

XU Yu-yu, CAO Wen-zhi, HUANG Yi-shan, LIN Lu, LI Da-peng, WANG Ji-ping

(State Key Laboratory of Marine Environmental Science, Environmental Science Research Center, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: Denitrification in soil is the main pathway of gaseous nitrogen loss in the catchments. In order to find out the denitrification flux in top-soil and the affecting factors in Wu Chuan catchment, the denitrification rate of top-soil was determined using the acetylene inhibition-intact soil core technique for 5 months. Three times of the denitrification experiment were carried out from Dec.15th 2005 to Apr.18th 2006, at the same time, the chemical and physical properties of the soils were also measured during every experiment. The soils in Wu Chuan catchment belong to typical Haplic red soil, with the chemical and physical properties suitable for denitrification and the organic matter, total N, NO_3^- -N and pH of the soils being $9\sim 25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, $0.4\%\sim 7.9\%$, $1.5\sim 6.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $4.9\sim 5.7$, respectively. The results indicated that denitrification of the soil showed temporal and spatial variations. The denitrification rate in uplands of the catchment was higher than that in any other places, and was enhanced when there were many rains and when the soil temperature was high. The flux of denitrification was mostly related with fertilization, soil moisture, air temperature and pH. Air temperature affected denitrification significantly. The gaseous N loss rate through denitrification represented about 16% of the fertilizer applied in the catchment scale. Also, the denitrification flux of the top-soil in Wu Chuan catchment was much higher than that in other places of China, and the denitrification rate of soils in south was higher than that in north. The soils in Wu Chuan catchment may be the source of atmospheric nitrous oxide gas. Since the high level of agricultural economic development in Wu Chuan catchment and the frequently used fertilizers, the flux of fertilizers is much higher than other agricultural region in China. Based on the environmental characteristics and agricultural economy in Wu Chuan catchment, the following control measures should be adopted: (1) fertilization and irrigation in the low-temperature night to prevent fertilizer loss; (2) utilization of livestock waste instead of fertilizer to inhibit denitrification; (3) popularizing economical irrigation to avoid reductive situation in the soil.

Keywords: agriculture; catchment; denitrification; acetylene inhibition-intact soil core technique; control measure

收稿日期: 2006-08-07

基金项目: 国家自然科学基金(40301045 和 40671116)

作者简介: 徐玉裕(1982-), 男, 浙江温州人, 硕士研究生, 主要从事流域生态过程和流域污染控制的研究, E-mail: xushi2004_0@cm.com

通讯作者: 曹文志 E-mail: wzcao@xmu.edu.cn

反硝化作用是土壤氮素转化的一个重要过程,直接关系到农田土壤氮肥的效果并可增加大气中 N_2O 的浓度,因此,反硝化的测定以及调控具有重要的农学和环境意义^[1,2]。反硝化的测定方法有间接测定法、 ^{15}N 同位素方法和乙炔抑制法^[3-5]等。乙炔抑制培养法中,主要对土壤表层和原状土芯进行培养测定反硝化作用的损失,但该方法也存在着乙炔气体扩散进土柱和 N_2O 扩散出土柱受限,并且如果现场培养时间过长时,反硝化细菌可能会对乙炔适应而将其作为外来碳源物质加以利用等缺陷。但相对其他方法,乙炔抑制培养法具有操作简便、可以在大田直接测定等优点,因而得到了广泛的应用^[6-9]。利用原状土柱(0~17 cm) 乙炔抑制培养可以模拟自然状态下土壤反硝化作用强度^[9,10]。闽南农业流域氮循环机制定位研究中,已经发现反硝化作用可能是流域农业土壤氮损失的一个重要途径^[11,12]。因此,本研究的目的是利用乙炔抑制培养法对福建东南部流域不同土地利用类型下土壤反硝化作用的强度以及可能的影响因素加以分析,并针对性地提出调控措施。

1 实验方法

1.1 试验区概况

定位试验区五川流域地处漳州市南靖县城的东南部,位于九龙江西溪中上游,总面积 1 800 hm^2 。属典型的亚热带海洋性气候,雨量充沛,光照充足。多

年平均降雨量 1 720 mm。流域内以农业为主,主要种植水果、蔬菜和水稻^[13]。流域内耕作土壤主要是红壤,有机质含量 9~25 $g \cdot kg^{-1}$,容重为 1.0~1.6 $g \cdot cm^{-3}$,土壤 pH 为 4.9~5.7,平均为 5.4; $NO_3^- - N$ 含量为 1.5~6.8 $mg \cdot kg^{-1}$,平均为 3.2 $mg \cdot kg^{-1}$ 。土壤含水量表现出流域上游含水量比下游高的特点(表 1)。

1.2 田间管理

近年来,随着农业结构的调整,流域内经济作物发展迅速,化肥施用量明显增加,年施肥量为 700~800 $kgN \cdot hm^{-2}$ (表 1)。反硝化现场试验布置于整个流域的上中下游 6 个样地中,于 2005 年 12 月 15 日至 2006 年 4 月 18 日进行了 3 次测定。香蕉蕉株植于畦上,畦高 0.5 m,宽 1.5~2.0 m,长 7.0~8.0 m,每畦栽苗 2 行,株距 80~90 cm。全年施肥 5 次,主要以沟施与穴施为主。全年化肥用量为纯氮 350 $kg \cdot hm^{-2}$,有机肥为牛粪厩肥等,其氮含量为 15.8 $g \cdot kg^{-1}$,全年施用量 1 000 $kg \cdot hm^{-2}$,折纯氮 15.8 $kg \cdot hm^{-2}$ 。蔬菜地种植辣椒和黄瓜,施肥比较频繁,平均间隔 7 d·次⁻¹,全年施肥量为 800 $kgN \cdot hm^{-2}$ (表 1)。休闲地为季节性休闲地。

1.3 测定项目与方法

在流域内选取 6 个试验样地,大小为 5 m×5 m,样地类型包括流域的主要土地利用类型,分别为蔬菜地、香蕉地和季节性休闲地等(表 1)。采用乙炔抑制-原状土柱培养法在田间现场测定土壤反硝化作用强度,具体方法为用带孔的 PVC 管(高 17 cm,直径 5

表 1 试验样地土地利用、土壤理化性质与管理

Table 1 Land-use types and the fertilizers supply of the plots, chemical and physical properties of the study soils

样地编号	土地利用	流域位置	土壤质地	有机质 / $g \cdot kg^{-1}$	有机碳 / $mg \cdot kg^{-1}$	pH 值	容重 / $g \cdot cm^{-3}$	土壤湿度 /%	全氮 /%	$NO_3^- - N$ / $mg \cdot kg^{-1}$	全磷 / $g \cdot kg^{-1}$	灌溉情况		施肥状况/ $kgN \cdot hm^{-2}$		
												平均周期 / $d \cdot 次^{-1}$	年用水量 / $t \cdot hm^{-2}$	品种	数量	总量
W1	蔬菜	下游	沙质土	23	13.44	5.5	1.6	15.3	0.79	6.8	0.98	7	1 000	碳酸氢铵	400	800
														有机肥	400	
														碳酸氢铵	170	
W2	香蕉	下游	沙质土	25	14.5	5.3	1.4	13.7	0.45	2.7	0.82	60	2 000	复合肥	285	600
														有机肥	200	
														碳酸氢铵	170	
W3	香蕉蔬菜间作	中游	沙壤土	19	12.4	4.9	1.3	13.5	0.4	1.5	0.75	28	1 700	有机肥	175	650
														复合肥	185	
														碳酸氢铵	170	
W4	香蕉	上游	沙壤土	12	8.3	5.3	1.1	19.8	0.61	5.9	0.47	60	2 000	复合肥	185	600
														有机肥	200	
														碳酸氢铵	400	
W5	蔬菜	上游	沙壤土	21	12.2	5.7	1.2	24	0.52	3.4	0.92	7	1 000	碳酸氢铵	400	800
														有机肥	400	
W6	休闲地	下游	壤土	9	6.22	5.5	1	18.8	0.28	2.5	0.63	—	—	—	—	—

注:土壤理化性质所测项目为 3 次试验测定的平均值;香蕉地施肥分别在 2005 年 4 月 3 日、2005 年 7 月 10 日、2005 年 9 月 10 日、2005 年 11 月 11 日、2006 年 4 月 1 日;蔬菜地施肥较频繁,未作完全统计,只做有机肥施用量和施肥总量的详细统计。

cm) 在每个样地随机挖取 5 个代表性原状土柱, 置于培养罐中。用橡皮塞密封培养罐后, 抽出其中 10% 的气体, 再回注等量纯净乙炔, 并混合均匀。培养罐埋入现场土壤以模拟田间土温变化, 原地培养 8 h 后, 抽取 15 mL 的气体样品带回实验室待测。原位连续培养 3 次, 每次采样抽取 3 个平行样进行测定。

用气相色谱方法测定气样中的 N_2O 含量。测定用的气相色谱仪为带有反吹装置的 GC-HP5890, 内装 ^{63}Ni 电子捕获器 (ECD)。前置柱和分析柱分别为 $1\text{ m}\times 0.3\text{ cm}$ 和 $3\text{ m}\times 0.3\text{ cm}$ 的不锈钢 porapak Q 柱, 进样口温度 100°C , 炉温 85°C , 检测器温度 320°C , 定量十通阀进样, 进样量 1 mL, 载气为 95% Ar+5% CH_4 , 流速 $30\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ [14]。

土壤反硝化作用强度的计算公式参见方程式 (1)。式中 Q 为土壤日反硝化作用强度; M_s 表示从土柱开始培养至时间 T_s 时所产生的 N_2O 总量; M_1 表示从土柱开始培养至第一次取样时 (T_1) 所产生的 N_2O 总量; A 为土柱上表面积。关于 M_s 及 M_1 的计算公式参见方程式 (2)。M 表示产生的 N_2O 总量; C_s 表示气样中 N_2O 的浓度; V_g 表示培养罐中气体的总体积。

$$Q = (M_s - M_1) / [(T_s - T_1) \times A] \times 24 \quad (1)$$

$$M = C_s \times V_g \quad (2)$$

土壤有机质的测定采用水合热重铬酸钾氧化-比色法测定, 全氮用半微量开氏法测定, $NO_3^- - N$ 用镀铜镉还原-重氮化偶合比色法测定, pH 值运用电位法测定, 土壤的含水量和土壤容重用环刀法测定。

2 实验结果

2.1 反硝化作用强度

流域内不同土地利用方式下土壤的日反硝化作用强度变化差异较大 (表 2), 其中蔬菜地土壤反硝化作用最高, 为 $0.07\sim 0.56\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, 平均速率为 $0.14\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$; 香蕉蔬菜间作的土壤反硝化作用强度居中, 为 $0.004\sim 0.45\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$; 香蕉地反硝化作用强度为 $0.005\sim 0.26\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$; 而休闲地的反硝化作用强度最低, 仅为 $0.05\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

流域内蔬菜地施用较多的氮肥, 且多为表施, 同时人工灌溉次数频繁 (表 1), 因此表现出较强的反硝化作用强度。在合适的 pH 值范围 ($\text{pH}4\sim 8$) 内, 土壤中反硝化作用强度会随 pH 值上升而加强, 蔬菜地对土壤酸碱性的调节作用, 使得蔬菜地的 pH 高于其他用地, 因此蔬菜地的反硝化作用强度也高于其他用地类型 (表 3)。香蕉生物量较大, 需要吸收较多氮肥, 对土壤中氮肥利用率较高, 同时香蕉地翻耕较频繁且空隙度较大, 土壤容重低, 使得香蕉地反硝化作用强度较低 (表 1、表 2)。季节性休闲地上没有施肥, 土壤中 NO_3^- 含量较低, 从而限制了反硝化作用, 使其反硝化作用强度比其他用地类型低 (表 2)。但由于休闲地只是季节性的, 因此休闲地仍维持了较高的反硝化强度 (表 3)。

土壤水分含量很大程度上影响反硝化作用的发生。同种土地利用方式下, 由于土壤湿度不同, 反硝化

表 2 土壤反硝化作用强度

Table 2 The denitrification rates in the top-soil

样地编号	植被	流域位置	日期	季节	培养时间/h	气温/ $^\circ\text{C}$	反硝化作用通量/ $\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$
W1	蔬菜	下游	05.12.15	冬季	8	10~14	0.007
			06.02.23	春季	8	19~22	0.027
			06.04.18	春季	8	25~28	0.16
W2	香蕉	下游	05.12.15	冬季	8	10~14	0.005
			06.02.23	春季	8	19~22	0.01
			06.04.18	春季	8	25~28	0.08
W3	香蕉蔬菜间作	中游	05.12.15	冬季	8	10~14	0.004
			06.02.23	春季	8	19~22	0.04
			06.04.18	春季	8	25~28	0.45
W4	香蕉	上游	05.12.15	冬季	8	10~14	0.009
			06.02.23	春季	8	19~22	0.012
			06.04.18	春季	8	25~28	0.26
W5	蔬菜	上游	05.12.15	冬季	8	10~14	0.007
			06.02.23	春季	8	19~22	0.08
			06.04.18	春季	8	25~28	0.56
W6	休闲地	下游	06.04.18	春季	8	25~28	0.05

作用强度也有差别,流域下游的土壤含水量为 16%,而上游为 22%(表 1),流域上游蔬菜地的土壤反硝化速率是下游蔬菜地的 4 倍;香蕉地上游的土壤反硝化作用速率是下游的 3 倍(表 2)。

温度也是土壤反硝化作用的重要影响因子^[15,16]。由于田间实验时间正处于一个比较适合反硝化作用的温度范围,在 3 次实验中,气温随季节变化而上升,土壤反硝化作用也存在明显加强的趋势(表 2)。

四川流域的土壤理化性质较国内其他地区含有较高的氮素,是典型的偏酸性普通红壤,具有较高的有机质含量,pH 值在 5.5 左右,加上流域内反硝化作

用测定时较高的温度和土壤湿度,都加剧了流域土壤反硝化作用的强度(表 3),同时流域内蔬菜地由于频繁灌溉引起的土壤还原状态,使蔬菜地的反硝化强度高于国内其他地区,香蕉地中由于施用较多的氮肥而表现出较高的全氮含量,其反硝化作用强度也较国内其他地区高(表 3)。

研究同时表明,四川流域土壤反硝化作用强度在 0.01~0.56 kgN·hm⁻²·d⁻¹ 之间(表 2)。高于国内其他地区的测定值(表 3),但与国外的测定值相比并不高(表 4),这说明反硝化作用本身与环境条件有很大关系。四川流域的年反硝化作用量经面积加权折算后达

表 3 国内土壤理化性质与反硝化测定数据比较

Table 3 Comparisons of chemical and physical properties of the soils and denitrification rates among different areas in Chin

地区	土壤类型	土壤质地	有机质 /%	pH	容重 /g·cm ⁻³	全氮 /%	土地利用	氮肥施用量 /kgN·hm ⁻²	反硝化作用强度 /kgN·hm ⁻² ·d ⁻¹	占氮肥比例	参考文献
黑龙江 海伦	黑土	粘土	4.82	6.3	—	0.26	大豆 玉米 小麦	150 391 210	0~0.018 0.001~0.02 0.001~0.066	-0.58% 0.26% 0.84%	[17]
河南封丘	石灰性 潮土	砂壤土	0.99	8.55	—	0.082	玉米-小麦 玉米	370 150	0.012 0.032	0.86% 1.39%	[18] [19]
河北栾城	—	—	1.2~1.3	8.5	1.402	0.08~0.09	玉米	200	0.018~0.044	0.5%~1.5%	[20]
江苏南京	—	—	0.32	6.85	—	0.265	蔬菜	100	0.004	4.48%	[21]
福建福州	—	—	1.5	6.2	1.3	0.18	蔬菜(茄子)	300	0.05	5.10%	[22]
北京	—	—	2.67	8.2	1.32	0.14	玉米 小麦	600 600	0.054 0.022	1.22% 0.40%	[23]
江西鹰潭	—	—	—	—	—	—	油菜	300	0.027	1.53%	[24]
陕西杨陵	—	—	0.63	8.24	1.2	0.14	小麦-玉米	—	—	—	[25]
福建漳州	—	—	1.65	5.3	1.25	0.53	香蕉 蔬菜	500 800	0.06 0.14	8% 17%	本研究
		壤土	0.9	5.5	1.0	0.28	休闲地	—	0.05	—	

表 4 国内外反硝化作用强度比较

Table 4 Comparison of daily denitrification rates among different countries and regions

研究地区	研究对象	试验时间	反硝化作用强度 /kgN·hm ⁻² ·d ⁻¹	年反硝化作用量 /kgN·hm ⁻²	比例*	参考文献
西班牙	小麦-燕麦轮作	1996—1997	0~1.2	20.4	占施肥量 10%	[26]
荷兰	草地系统	1990.4	0.29	—	—	[27]
澳大利亚	草地系统	2000	0.01~3	—	—	[28]
巴基斯坦	玉米	1992.9—1992.10	0.04	—	—	[29]
巴基斯坦	小麦	1992.11—1993.4	0.02	—	—	[29]
新西兰	奶牛牧场豆科植物	1992.1—1993.1	—	4.5	—	[16]
中国(巢湖)	六叉河小流域	1995	—	81.56	占总输入 15.3%	[30]
丹麦	各类农作物系统	1990—1997	—	1.3~12.1	占总输出 7.5%	[31]
中国(南京)	萝卜茼蒿芹菜轮作	2001.11—2003.1	—	12	占施肥量 0.73%	[32]
芬兰	松树林缓冲沼泽带	1998—2000	—	9.5	占施肥量 15%	[33]
美国	流域水淹有机土壤	1994—1995	—	0.3~4.0	—	[34]
加拿大	农业土壤	1970—1999	—	0.54~2.47	—	[35]
中国(福建)	香蕉/蔬菜	2005.12—2006.4	0.1	60	占施肥量 16%	本研究

注: * 总输入=氮肥施入+氮的干湿沉降; 总输出=径流流失+氨挥发+植物吸收+硝化与反硝化作用。年反硝化量计算公式: $F=(f_1 \times 2 + f_2 \times 4 + f_3 \times 6) \times 30$ 。 f_1 为 12 月份日反硝化作用通量; f_2 为 2 月份日反硝化作用通量; f_3 为 4 月份日反硝化作用通量; 30 为天数; 2、4、6 为月数。

60 kgN·hm⁻², 与流域内的平均施肥量^[13]相比, 反硝化作用损失量占施肥量的 16%(表 4)。流域内反硝化作用损失量占施肥量比例, 在不同土地利用方式下表现出较大差别, 其中蔬菜地比例最高, 流域内其他利用方式下的反硝化作用损失量占施肥量比例也均明显高于国内其他地方(表 3), 说明该流域氮肥的气态损失较为严重, 从而表明反硝化是该地区土壤氮损失的重要途径, 也是大气中温室气体 N₂O 的一个重要排放源。

2.2 控制措施与建议

根据以上反硝化作用强度, 以及所揭示的与环境因子的关系, 调控和减少反硝化作用损失, 应遵从以下几个原则:

(1) 施肥灌溉宜在温度较低的傍晚或夜间进行, 防止氮肥损失。在一定温度范围内(25~35 °C), 反硝化速率与温度呈正相关^[15]。选择在温度较低的傍晚或夜间进行施肥灌溉, 可以有效地降低土壤反硝化作用强度, 减少氮肥损失。

(2) 用农村厩肥代替化肥, 减轻反硝化作用的发生。目前流域内存在有大量富余的牛粪、猪粪等厩肥, 可以代替化肥作为土壤的肥料, 能有效减轻反硝化作用的发生。

(3) 大力发展节水灌溉, 减少土壤还原状态的发生几率, 减少反硝化作用发生, 同时也可以有效节约水资源。

3 结论

闽南地区农业土壤的平均反硝化作用与国内其他地方相比, 强度较高, 并存在时间和空间上的变化。反硝化同土壤的理化性质有很大关系, 特别是土壤温度、含水量以及土壤中氮含量之间有密切关系。闽南流域土壤反硝化作用损失量占流域内土壤施肥量的 16%, 反映了反硝化作用是我国南方流域土壤氮损失的重要途径。针对五川流域的自然和社会环境特点, 本文提出了调控和降低反硝化作用氮损失的原则。

参考文献:

[1] Ryden J C, Lund L F, Focht D D. Direct in-field measurement of nitrous oxide flux from soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1978, 43:110-118.
 [2] 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中地硝化-反硝化作用[J]. 土壤通报, 2002, 33(5): 385-391.
 [3] Rolston D E, Hoffman D L, Toy D W. Field measurement of denitrification. I. Flux of N₂ and N₂O[J]. Soil Science Society of America Journal,

1978, 42:863-869.

[4] Rolston D E, Rao P S C, Davidson J M. Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure-amended field plots[J]. Soil Science, 1984, 137: 270-279.
 [5] 邹国元, 赵紫娟, 张福锁, 等. 运用乙炔抑制-静态土柱培养法测定旱地土壤氮素反硝化损失[J]. 土壤通报, 2002, 33(5): 381-384.
 [6] Xing G X, Yan X Y. Direct nitrous oxide emissions from agricultural fields in China estimated by the revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gases[J]. Environment Science & Policy, 1999, 2:355-361.
 [7] Xing G X, Cao Y C, Shi S L, et al. Denitrification in underground saturated soil in a rice paddy region[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34: 1593-1598.
 [8] 梁东丽, 同延安, Ementy O. 土壤反硝化田间原位测定方法的研究进展[J]. 土壤与环境, 2001, 10(2): 149-153.
 [9] 丁洪, 王跃思, 项虹艳, 等. 福建省几种主要红壤性水稻土的硝化与反硝化活性[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(6): 715-719.
 [10] Ryden J C. Gaseous losses of nitrogen from grassland[A]. In: van der Meer H.G. et al. (ed.). Nitrogen fluxes in intensive grassland systems [C]. Martinus Nijhoff Publ, Dordrecht, the Netherlands, 1986. 59-73.
 [11] Cao W, Hong H, Yue S, et al. Nutrient agricultural catchment and soil landscape modeling in southeast China. Bull[J]. Environ Contam Toxicol, 2003, 71: 761-767.
 [12] 张玉珍, 陈能汪, 曹文志, 等. 南方丘陵地区农业小流域最佳管理措施模拟评价[J]. 资源科学, 2005, 27(6): 151-155.
 [13] Cao W, Hong H, Zhang Y, et al. Nitrogen sources and export in agricultural catchments: A nested catchment comparison[J]. Aquatic Ecosystem Health & Management, 2006, 9(1): 9-13.
 [14] Xiong Z Q, Xing G X, Tsuruta H, et al. Field study on nitrous oxide emissions from upland cropping systems in China [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2002b, 48: 539-46.
 [15] 阎胜利, 温淑瑶, 王 瑚. 土壤中反硝化作用的试验研究[J]. 河海大学学报, 1998, 26(2): 90-94.
 [16] Luo J, Tillman R W, Ball P R. Nitrogen loss through denitrification in soil under pasture in New Zealand [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32: 497-509.
 [17] 丁洪, 王跃思. 东北黑土区不同作物系统氮肥反硝化损失与 N₂O 排放量[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(2): 323-326.
 [18] 丁洪, 蔡贵信, 王跃思, 等. 玉米-小麦轮作系统中氮肥反硝化损失与 N₂O 排放量[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5): 557-560.
 [19] 丁洪, 蔡贵信, 王跃思, 等. 玉米-潮土系统中氮肥反硝化损失与 N₂O 排放量[J]. 中国农业科学, 2001, 34(4): 416-421.
 [20] 张玉铭, 董文旭, 曾江海, 等. 玉米地土壤反硝化速率与 N₂O 排放通量的动态变化[J]. 中国生态农业学报, 2001, 9(4): 70-72.
 [21] 金雪霞, 范晓晖, 蔡贵信, 等. 菜地土壤 N₂O 排放及其氮素反硝化损失[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(5): 861-865.
 [22] 丁洪, 王跃思, 项虹艳, 等. 菜田氮素反硝化损失与 N₂O 排放的定量评价[J]. 园艺学报, 2004, 31(6): 762-766.
 [23] 邹国元, 张福锁, 巨晓棠, 等. 冬小麦-夏玉米轮作条件下氮素反硝化损失研究[J]. 中国农业科学, 2004, 37(10): 1492-1496.
 [24] Xing G X. N₂O emission from cropland in China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystem, 1998, 52: 249-254.

- [25] 梁东丽, 同延安, Ove Emterdy, 等. 黄土性土壤剖面中 N_2O 排放的研究初报[J]. 土壤学报, 2002, 39(6): 802-809.
- [26] Sanchez L, Diez J A, Vallejo A, et al. Denitrification losses from irrigated crops in central Spain[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2001, 33: 1201-1209.
- [27] DeKlein C A M, Van Logtestijn R S P. Denitrification in grassland soils in the netherlands in relation to irrigation, N- application rate, soil water content and soil temperature[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1996, 28: 231-237.
- [28] Strong D T, Fillery I R P. Denitrification response to nitrate concentrations in sandy soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34: 945-954.
- [29] Mahmood T, Malik K A, Shamsi S R A, et al. Denitrification and total N losses from an irrigated sandy- clay loam under maize- wheat cropping system[J]. Plant and Soil, 1998, 199: 239-250.
- [30] Yan Weijin, Yin C, Zhang S. Nutrient budgets and biogeochemistry in an experimental agricultural watershed in Southeastern China[J]. Biogeochemistry, 1999, 45: 1~19.
- [31] Korsæth A, Eltun R. Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8- year field experiment in Norway[J]. Agriculture, Ecosystem and Environment, 2000, 79: 199-214.
- [32] Xiong Zhengqin, Xie Yingxin, Xing Guangxi, et al. Measurements of nitrous oxide emissions from vegetable production in China[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40:2225- 2234.
- [33] Silvan N, Regina K, Kitunen V, et al. Gaseous nitrogen loss from a re-stored peatland buffer zone[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2002, 34: 721-728.
- [34] Watts S H, Seitzinger S P. Denitrification rates in organic and mineral soils from riparian sites: a comparison of N_2 flux and acetylene inhibition methods[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32(10): 1383-1392.
- [35] Smith W N, Grant B, Desjardins R L, et al. Estimates of the interannual variations of N_2O emissions from agricultural soils in Canada[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2004, 68: 37-45.