

江苏句容水库农业流域农田土壤反硝化作用的研究

李飞跃, 汪建飞*, 谢越, 邹海明, 李孝良, 肖新

(安徽科技学院城建与环境学院, 安徽 凤阳 233100)

摘要:2008年6月、8月、12月和2009年3月,在江苏句容水库农业流域采集农田原状土壤样品,使用乙炔抑制实验室培养法测定土壤的反硝化速率,同时测定土壤的含水率、铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)的含量,研究农田土壤反硝化速率变化、影响因素及其对流域氮损失的贡献。结果显示,旱地土壤反硝化速率范围在 $0.13\sim 51.96\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间,水田土壤的反硝化速率范围在 $3.16\sim 12.29\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间。相关分析表明,反硝化速率与土壤硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)浓度、铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)浓度之间不具有显著相关关系;在12月和3月,反硝化速率与土壤含水率之间有显著相关关系,其他月份无显著相关关系。流域内农田土壤反硝化损失的总氮量为 $31.93\text{ tN}\cdot\text{a}^{-1}$,低于流域施氮总量的3.19%,可见,反硝化作用不是该流域氮损失的主要途径。

关键词:旱地;水田;反硝化速率;氮损失;农业流域

中图分类号:X502 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2012)03-0638-06

Denitrification of Farmland Soils in the Agricultural Watershed of Jurong Reservoir, Jiangsu Province, China

LI Fei-yue, WANG Jian-fei*, XIE Yue, ZOU Hai-ming, LI Xiao-liang, XIAO Xin

(College of Urban Construction and Environment Science, Anhui Science and Technology University, Fengyang 233100, China)

Abstract: The seasonal variations in denitrification rate and corresponding nitrogen loss in the farmland soils were determined. Soil samples were collected from 29 different fields, including upland and paddy, in the agricultural watershed of Jurong reservoir, Jiangsu Province, between June 2008 and March 2009. The denitrification rates were analyzed using acetylene inhibition procedure, and concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ were measured with spectrophotometric method. The results showed that denitrification rates ranged from $0.13\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ to $51.96\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for the upland and from $3.16\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ to $12.29\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for the paddy. There was no significant correlation between denitrification rates and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations in all soils. However, denitrification rates were significantly related to soil water content in the winter season (December and March), but not for the summer season (June and August). The total nitrogen loss amount was $31.93\text{ tN}\cdot\text{a}^{-1}$, much less than $1\ 000\text{ tN}\cdot\text{a}^{-1}$ of total nitrogen fertilizer application amount, indicating that denitrification may not be the main way of nitrogen loss in such a watershed.

Keywords: upland soil; paddy soil; denitrification rate; nitrogen loss; agricultural watershed

氮肥的施用对增加作物产量发挥了重大作用。然而,研究资料表明,我国主要农作物的氮肥利用效率仅为30%~35%,氮肥利用效率不高,导致氮素的大量损失,其损失率平均为45%^[1]。氨挥发、径流、硝态氮

淋洗及反硝化作用是氮素损失的主要途径。但对其中以哪一条途径为主目前尚无一致的看法,有些方面还存在争议^[2]。

农田土壤氮素反硝化损失量究竟有多大,各种报道众说不一。Hauck估计氮肥损失中有30%是缘于反硝化作用^[3]。国际水稻所¹⁵N示踪试验表明,反硝化损失的变动范围很大,从可忽略不计至损失46%^[4]。Aulakh等认为,反硝化损失量为0~100 $\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[5];丁洪等研究表明,玉米-小麦轮作系统反硝化损失量为3~3.18 $\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$,占施肥量的0.81%~0.86%^[6];福建几种主要红壤性水稻土的反硝化损失量占施氮量

收稿日期:2011-08-06

基金项目:国家公益性行业(农业)专项经费项目(201103004);安徽省农业科技成果转化资金项目(10140306017);安徽省自然科学基金青年项目(10040606Q12)

作者简介:李飞跃(1983—),男,安徽蚌埠人,硕士,主要从事碳氮循环及农业温室气体减排方面的研究。

E-mail:lifeiyue0523@163.com

*通讯作者:汪建飞 E-mail:jykjwf@sina.com

的 $-0.15\% \sim 12.12\%$ ^[7]; 邹国元等对北京潮土冬小麦夏玉米轮作体系下土壤氮素反硝化损失研究表明,不同氮肥用量处理,土壤氮素反硝化损失量为 $4.71 \sim 9.67 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[8]。

到目前为止,国内学者对土壤反硝化作用的研究集中在南方水稻田和北方旱地等土壤系统,且主要是基于人工控制试验条件下的单一田块尺度^[6-10],而这种条件下测得试验结果并不能完全反映流域尺度下的土壤反硝化作用的真实状况。在农业流域范围内,田块轮作往往具有多样性,通过测定不同轮作方式下田块土壤反硝化速率,来反映流域尺度范围内土壤反硝化速率的研究较少^[11-12]。因此,开展这方面的研究,对于更好地认识反硝化作用在农业流域氮素循环与氮素收支平衡过程中的重要作用,以及准确评价反硝化作用对流域农业土壤氮素损失的贡献,有着重要的研究意义^[13-14]。

1 材料与方法

1.1 流域概况

句容水库农业流域(东经 $119^{\circ}13'$,北纬 $32^{\circ}01'$),位于江苏省句容市北部,距南京大约40 km,面积

45.5 km^2 。流域内年平均气温为 15°C ,年平均相对湿度78%,年平均降水量1050 mm。流域内没有工业及畜牧业,是典型的南方亚热带耕作区。其中典型的土壤类型为人为土(水田)和铁的弱发育淋溶土(旱地),土壤有机碳浓度在 $12.1 \sim 21.9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,总氮浓度在 $0.75 \sim 1.22 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间。旱地主要轮作方式有大豆-油菜、棉花-油菜、大豆-小麦、玉米-油菜等,水田主要轮作方式有水稻-小麦、水稻-油菜等,农田灌溉主要是抽取水库、河流、水塘或自然形成沟渠里存贮的水,施用的肥料以复合肥和尿素为主^[14-16]。

1.2 采样位置与采样方法

在流域农田内,按地势高低,考虑不同轮作方式,设置2条采样线A线和B线(采样线示意图见图1)。A线上每隔约30 m距离设置1个采样点,每个采样点代表一个田块,共设置16个采样点,相同方法B线设置13个采样点。

用有机玻璃管(直径8.4 cm,高35 cm)采集水田(淹水期)原状土柱(深度约为5 cm),同时采集该土柱周围相同深度的土壤样品,用容积为1 L的聚乙烯塑料瓶采集相同位置的田面水。用环刀(直径5 cm,高5 cm)采集旱地和水田(非淹水期)原状土柱,同时

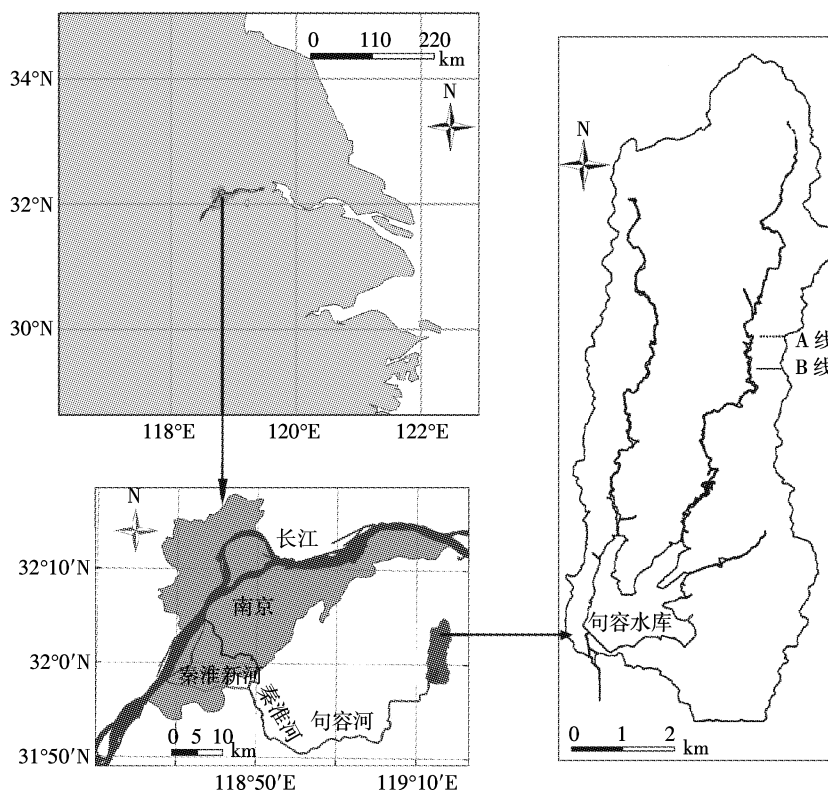


图1 采样线的示意图

Figure 1 Map of the study area and sampling lines

采集原状土柱周围相同深度的土壤样品。

按照上述采样方法,分别于2008年6月、8月、12月和2009年3月采集土壤样品,每个采样点采集1个原状柱样。采集到的所有样品尽快带回实验室做进一步的培养试验和分析测定。

1.3 土壤反硝化试验方法

采用乙炔抑制原状土柱培育法测定土壤反硝化速率^[9]。回到实验室后,迅速调整有机玻璃管内土柱高度约为5 cm,丢弃下层多余部分,有机玻璃管底部用橡胶塞密封,上端用安装有通气管的橡胶塞密封,通气管上装有三通阀(控制气体进出),三通阀上装有注射用的橡胶塞,用注射器使管内空气混合均匀后,抽出管内10%的空气(约138 mL),注入等量纯净的乙炔气体,混合均匀,1 h后抽出277 mL的混合气体,再等体积缓慢注入田面水,注入过程中应当尽量避免田面水破坏土壤柱样。

其他原状土柱置于有机玻璃管(直径8.4 cm,高35 cm)内,橡胶塞装置同上,抽出管内10%的体积后(约156 mL),再回注等量纯净的乙炔气体,混合均匀后采集顶部气体。把土壤样品放入实验室的恒温培养箱内,在田间采集土壤样品时的平均温度下培养24 h后,采集顶部的气体。

1.4 样品的分析与测定

称5 g(烘干基准)新鲜土壤样品于100 mL聚乙烯塑料瓶内,加入50 mL KCl溶液($2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$),塞紧瓶塞,振荡1 h。静置至土壤-KCl悬浮液澄清(约30 min),过滤后的滤液用于测定 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 。采用靛酚蓝比色法测定土壤样品中 NH_4^+-N 含量,紫外分光光度法测定土壤样品中 NO_3^--N 含量,烘干法测定土壤含水率^[17]。

用装有 ^{63}Ni 电子捕获器(ECD)的气相色谱仪(Shimadzu GC-14B,日本)测定 $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ 浓度。色谱柱为80/100目的Porapak Q填充柱,进样器、监测器以及填充柱的温度分别为100、300℃和65℃。载气为95%氩气+5%甲烷,流速为 $40 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 。标准气为日本国立农业环境研究所提供。

土壤的反硝化速率是通过有机玻璃管上部空间气体24 h前后 N_2O 浓度差来计算^[11-12],根据Terry等提供的公式计算溶液中溶解 N_2O 的量^[18]。

1.5 数据分析

土壤的反硝化速率是用所有采样点的测定结果平均值及标准偏差表示,土壤反硝化速率的年平均值是用所有月份反硝化速率的平均值表示。使用SPSS

12.0软件对数据进行相关分析,用Excel绘图。

2 结果与分析

2.1 农田土壤反硝化强度

从图2可以看出,土壤的反硝化能力有差异,6月反硝化速率最高,其次是8月、3月、12月。就总体情况而言,土壤的反硝化速率较低,平均值小于 $15 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。旱地反硝化强度范围在 $0.13 \sim 51.96 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 之间,水田反硝化强度范围在 $3.16 \sim 12.29 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 之间。旱地土壤和水田土壤的反硝化强度的变化趋势相似之处表现为6月和8月的反硝化速率大于12月和3月的反硝化速率。6月和8月反硝化作用较强,这主要是因为这期间水热条件较好,养分充足,微生物活性强,使得反硝化速率比其他月份的反硝化速率要大。

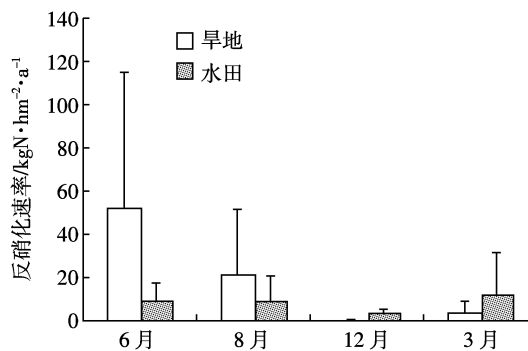


图2 旱地和水田的反硝化速率

Figure 2 The denitrification rates of upland and paddy

不同之处表现在:旱地反硝化季节变化幅度较大,水田反硝化变化幅度较小,这可能是由于和水田相比,旱地作物的种植模式、田间管理模式、水肥条件不同造成的;旱地6月和8月的反硝化强度大于水田,但其12月和3月的反硝化强度却小于水田,这可能是由于在6月和8月水热条件较好的情况下,旱地土壤养分特别是 NO_3^--N 浓度高于水田,使得旱地土壤反硝化速率较高(见表1)。12月和3月水田土壤含水率高于旱地土壤(见表1),土壤含水率与土壤反硝化作用显著相关(表2),使得水田土壤反硝化速率高于旱地土壤。

2.2 反硝化速率的影响因子

试验测定了土壤含水率、 NH_4^+-N 含量及 NO_3^--N 含量等因子的变化情况(表1),并且与反硝化速率之间进行了相关分析。结果表明, NH_4^+-N 含量及 NO_3^--N 含量与反硝化速率之间均无显著相关关系($P>0.05$),

表 1 反硝化速率影响因子的变化

Table 1 Variation in influencing factors of denitrification rates

月份	旱地			水田		
	含水率/%	$\text{NH}_4\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{NO}_3\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	含水率/%	$\text{NH}_4\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{NO}_3\text{-N}/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
6	19~34	1.42~25.4	1.26~12.9	—	8.84~46.1	0.97~3.01
8	21~38	3.52~70.0	0.60~23.8	—	0.33~29.3	6.09~13.4
12	7~27	0.20~152	0.10~119	13~33	0.96~86.9	1.94~87.1
3	26~35	0~151	0.19~53.3	33~45	0~93.2	0.13~29.6

注:“—”表示没有测定。

表 2 反硝化速率与土壤含水率、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量的相关系数Table 2 Correlation coefficients between denitrification rates and soil water content, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations

项目	6 月	8 月	12 月	3 月
反硝化速率与含水率	-0.23($n=22$)	-0.03($n=22$)	0.44*($n=25$)	0.64**($n=27$)
反硝化速率与 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度	-0.14($n=29$)	0.16($n=29$)	0.08($n=25$)	-0.02 ($n=21$)
反硝化速率与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度	0.22($n=29$)	0.12($n=29$)	0.02($n=25$)	-0.23 ($n=27$)

注:“*”和“**”分别表示在 $\alpha=0.05$ 和 $\alpha=0.01$ 水平上的显著相关性。

6 月和 8 月土壤含水率与反硝化速率之间无显著相关关系,12 月和 3 月土壤含水率与反硝化速率之间有显著相关关系(表 2)。冬春季土壤含水率可能是反硝化作用的限制因子。

2.3 农田土壤反硝化作用对流域氮的去除量

流域内农田土壤反硝化作用损失氮的量,由流域内旱地和水田反硝化速率的年平均值乘以其相对应的面积得到(见表 3)。采用人工调查方法,统计整理得到流域内施肥的总氮量在 $1\ 000\ \text{tN}\cdot\text{a}^{-1}$ 以上^[14-15],本试验测得流域内旱地和水田土壤反硝化作用损失的总氮量为 $31.93\ \text{tN}\cdot\text{a}^{-1}$ 。反硝化损失总氮量小于流域内施氮总量的 3.19%。

表 3 流域内旱地和水田反硝化作用去除氮的总量

Table 3 Total removal amount of nitrogen according to upland and paddy denitrification in Jurong reservoir agricultural watershed

区域	总面积/ hm^2	反硝化速率年平均值/ $\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$	去除氮的总量/ $\text{tN}\cdot\text{a}^{-1}$
旱地	1 039	19.30	20.06
水田	1 422	8.35	11.87

3 讨论

土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量、土壤水分、温度、有机质含量、施肥状况以及微生物群体量与活性等因子都会影响土壤的反硝化作用。Yoshinari 等研究表明,在实验室条件下,当土壤的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量低于 $100\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,反硝化速率取决于 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量^[9];Knowles 的研究指出,土壤的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量为 $40\sim 600\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,反硝化速

率不受 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量的影响^[20];Burton 等认为,土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量与反硝化速率之间无相关关系^[21]。本试验反硝化速率与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之间没有显著相关关系,这一结论与 Burton 等研究结果一致。

Ryden 研究了降雨后田间土壤含水量的变化及其对反硝化速率的影响,结果显示含水量大时反硝化速率值也大^[22];张玉铭等研究表明,在试验土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量范围内,土壤含水量越高,越有利于土壤氮素反硝化作用的进行^[23];徐玉裕等认为,土壤的含水量是反硝化作用的主要影响因子,并且与反硝化作用存在正相关关系^[2]。本试验中含水率对反硝化速率有影响(特别是 12 月和 3 月),土壤含水率与反硝化速率之间具有显著相关关系,这一结论与徐玉裕等的研究结果一致。本试验是在流域范围内 29 个不同田块中进行采样,每个样点代表 1 个田块,不同田块之间由于各种复杂多变的环境条件(地势高低,种植习惯,施肥习惯等),各种条件的组合变化对土壤微生物活性影响复杂,各因素与反硝化作用之间的关系变化规律不明显^[15],其中的具体原因有待进一步研究。

反硝化作用是农田土壤氮损失的重要途径,本试验测得流域内旱地和水田土壤反硝化速率分别为 19.30 、 $8.35\ \text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,流域内农田土壤反硝化损失氮量小于施氮总量的 3.19%。Mahmood 等用乙炔抑制原状土柱法测得麦季土壤反硝化氮损失为 $9.00\sim 13.87\ \text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[24];Barton 等对农田土壤的反硝化速率进行综述,得到农田土壤平均反硝化速率为 $13\ \text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[25];Grofman 认为,在温暖地区和大多数

热带农业系统中,反硝化作用不可能是氮肥损失的主要途径^[26],这些研究和本试验具有相似的结论。

徐玉裕等研究表明,五川农业流域土壤反硝化损失氮的量占流域平均施肥量的16%,该结论高于句容水库农业流域农田土壤反硝化作用损失的氮量,这很有可能是由于五川农业流域蔬菜种植面积大,蔬菜地反硝化强度较高的原因^[12]。Yan等通过对该流域氮质量收支平衡的研究,估算土壤反硝化速率超过 $150 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[14],其结果要比本试验结果大1个数量级。

本试验采用乙炔抑制法测定土壤的反硝化,该方法最明显的缺点就是乙炔抑制不完全,会使测得的反硝化速率比实际低30%~50%^[27];Benckiser认为采用乙炔抑制法测定土壤反硝化速率,由于反硝化产生的气态产物被截留在土壤中从而导致低估反硝化作用^[28];Mahmood等认为大约77%的反硝化产物被截留在土壤中^[24];Watts和Seitzinger研究表明,无论对矿物质土壤还是有机土壤,采用乙炔抑制法测定反硝化作用,可能低估至少1个数量级大小^[29],这和Yan等估算土壤反硝化速率比本试验结果大1个数量级的结论具有一致性。可见,本试验可能存在低估反硝化速率的问题。

4 结论

句容水库农业流域土壤反硝化速率的总体变化是6月和8月的反硝化速率大于其他月份。旱地反硝化速率范围在 $0.13 \sim 51.96 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 之间,水田反硝化速率范围在 $3.16 \sim 12.29 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 之间。

相关分析表明,土壤反硝化速率与土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 浓度之间无显著相关关系,12月和3月土壤反硝化速率与土壤含水率之间有显著相关关系,其他月份无显著相关关系。

句容水库农业流域内农田土壤反硝化损失的总氮量为 $31.93 \text{ tN} \cdot \text{a}^{-1}$,小于施氮总量的3.19%,反硝化作用不是该流域氮损失的主要途径。

参考文献:

- [1] 李庆逵,朱兆良,于天仁. 中国农业持续发展中的肥料问题 [M]. 南昌:江西科学技术出版社,1998:38-51.
- [2] LI Qing-kui, ZHU Zhao-liang, YU Tian-ren. China agricultural sustainable development problems of fertilizer [M]. Nanchang: Jiangxi Science and Technology Press, 1998:38-51.
- [3] Hauck R D. Nitrogen fertilizer effects on nitrogen cycle processes [C]. International workshop: Terrestrial nitrogen cycles. Oesterfaernebo (Sweden), 1981, 33:551-562.
- [4] Buresh R J, De Datta S K. Denitrification losses from puddle rice soils in the tropics [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1990, 9:1-13.
- [5] Aulakh M S, Doran J W, Mosier A R. Soil denitrification—significance, measurement, and effect of management [J]. *Advances in Soil Science*, 1992, 18:1-57.
- [6] 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 N_2O 排放量 [J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5):557-560.
- [7] DING Hong, CAI Gui-xin, WANG Yue-si, et al. Nitrification-denitrification loss and N_2O emission from maize-wheat rotation system in north China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(5):557-560.
- [8] 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.
- [9] DING Hong, WANG Yue-si, XIANG Hong-yan, et al. Nitrification and denitrification potential in different types of paddy soils in Fujian province [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(6):715-719.
- [10] 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.
- [11] ZOU Guo-yuan, ZHANG Fu-suo, JU Xiao-tang, et al. Study on soil denitrification in winter wheat-summer maize rotation system [J]. *Scientia Agricultural Sinica*, 2004, 37(10):1492-1496.
- [12] 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, 35(5):381-384.
- [13] ZOU Guo-yuan, ZHAO Zi-juan, ZHANG Fu-suo, et al. Measurement of denitrification in upland field using acetylene inhibition-static soil core incubation system [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 35(5):381-384.
- [14] Xing G X, Can Y C, Shi S L, et al. Denitrification in underground saturated soil in a rice paddy region [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34:1593-1598.
- [15] 徐玉裕,曹文志,李大明,等. 闽南农业小流域土壤反硝化作用研究 [J]. 中国土壤与肥料, 2007(3):15-19.
- [16] XU Yu-yu, CAO Wen-zhi, LI Da-ming, et al. Field study on denitrification in soil of Fujian agricultural catchment [J]. *Soils and Fertilizers Sciences in China*, 2007(3):15-19.
- [17] 徐玉裕,曹文志,黄一山,等. 五川农业流域土壤反硝化作用测定及其调控措施 [J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(3):1126-1131.
- [18] XU Yu-yu, CAO Wen-zhi, HUANG Yi-shan, et al. Denitrification determination in soil of WuChuan agricultural catchment and the control measure [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(3):1126-1131.
- [19] 黄来明,杨金玲,张甘霖. 我国亚热带丘陵地区流域氮素的平衡与源汇特征 [J]. 环境科学, 2010, 31(12):2981-2987.
- [20] HUANG Lai-ming, YANG Jin-ling, ZHANG Gan-lin. Nitrogen bud-

- gets and source-sink characteristics of watershed in the hilly area of subtropical China[J]. *Environmental Science*, 2010, 31(12):2981-2987.
- [14] Yan X Y, Cai Z C, Yang R, et al. Nitrogen budget and riverine nitrogen output in a rice paddy dominated agricultural watershed in eastern China[J]. *Biogeochemistry*, 2010, DOI 10. 1007/s 10533-010-9528-0.
- [15] 李飞跃, 杨 绒, 遆超普, 等. 秦淮河流域句容水库农业流域水体沉积物的反硝化作用[J]. 环境科学学报, 2009, 29(4):854-860.
- LI Fei-yue, YANG Rong, TI Chao-pu, et al. Denitrification of river and reservoir sediments in the Jurong reservoir agricultural watershed Qin-huai river basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(4):854-860.
- [16] Li F Y, Yang R, Ti C P, et al. Denitrification characteristics of pond sediments in a Chinese agricultural watershed[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2010, 56:66-71.
- [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, 1999:133, 159-160, 289-290.
- LU Ru-kun. Soil agricultural chemical analysis method[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999:133, 159-160, 289-290.
- [18] Terry R E, Tate III R L, Duxbury J M. The effect of flooding on nitrous oxide emission from an organic soil[J]. *Soil Science*, 1981, 132(3):228-232.
- [19] Yoshinari T, Hynes R, Knowles R. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1979, 9:177-183.
- [20] Knowles R. Denitrification[J]. *FEMS Microbiol Reviews*, 1982, 46:43-70.
- [21] Burton D L, Beauchamp E G. Denitrification rate relationships with soil parameters in the field[J]. *Commun Soil Science Plant Annal*, 1985, 16(5):539-549.
- [22] Ryden G C. Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates as ammonium nitrate[J]. *Journal of Soil Science*, 1983, 34:355-365.
- [23] 张玉铭, 董文旭, 曾江海, 等. 玉米地土壤反硝化速率与 N_2O 排放通量的动态变化[J]. 中国生态农业学报, 2001, 9(4):70-73.
- ZHANG Yu-ming, DONG Wen-xu, ZENG Jiang-hai, et al. Dynamic of denitrification rate and N_2O flux in maize field [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2001, 9(4):70-73.
- [24] Mahmood T, Ali R, Azam F, et al. Comparison of two version of acetylene inhibition/soil core method for measuring denitrification loss from an irrigated wheat field [J]. *Biology and Fertility Soils*, 1999, 29:328-331.
- [25] Barton L, McLay C D A, Schipper L A, et al. Annual denitrification rate in agricultural and forest soils: A review[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1999, 37(6):1073-1093.
- [26] Groffman P M. A conceptual assessment of the importance of denitrification as a source of soil nitrogen loss in tropical agro-ecosystems[J]. *Fertilizer Research*, 1995, 42:139-148.
- [27] Herbert R A. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystem [J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 1999, 63:563-590.
- [28] Benckiser G. Relationships between field-measured denitrification losses, CO_2 formation and diffusional constraints[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1994, 26:891-899.
- [29] Watts S H, Seitzinger S B. Denitrification rates in organic and mineral soils from riparian sites: a comparison of N_2 flux and acetylene inhibition methods[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32:1383-1392.