

福建省几种主要红壤性水稻土的硝化与反硝化活性

丁 洪^{1,2}, 王跃思², 项虹艳¹, 李卫华¹

(1. 福建省农业科学院土壤肥料研究所, 福建 福州 350013; 2. 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理与大气化学国家重点实验室 LAPC, 北京 100029)

摘 要:在实验室培养条件下,研究了4种红壤性水稻土硝化和反硝化活性的差异。结果表明,氮肥在4种土壤中的硝化率差异极显著,表现为灰泥土> 浅灰黄泥沙土> 灰黄泥土> 黄泥土,培养642 h后硝化率分别为85.6%、24.3%、22.5%和6.7%。不同土壤的硝化率与土壤中硝化细菌数(主要是亚硝酸菌)显著相关($r^2=0.95$),pH值最高和最低的土壤其硝化率分别表现出最高和最低,但浅灰黄泥沙土在pH 5.1条件下,硝化率可达24.3%。在施氮肥条件下,不同土壤的反硝化活性差异也极显著,其中黄泥土反硝化活性最高,氮肥反硝化损失量达 $25.16 \mu\text{gN} \cdot \text{g}^{-1}$ 土,占施氮量的12.12%,反硝化作用可能是该土壤氮肥损失的主要途径之一;另外3种土壤间反硝化活性差异不显著,氮肥反硝化损失量仅占施氮量的-0.15%~0.27%。反硝化菌数量与氮肥反硝化损失量之间无明显相关性。可以认为反硝化作用在不同类型土壤氮肥损失中的作用和贡献有很大差异。

关键词:红壤性水稻土; 硝化作用; 反硝化作用; 氧化亚氮

中图分类号:S151.93 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2003)06-0715-05

Nitrification and Denitrification Potential in Different Types of Paddy Soils in Fujian Province

DING Hong^{1,2}, WANG Yue-si², XIANG Hong-yan¹, LI Wei-hua¹

(1. Institute of Soil and Fertilizer, Fujian Academy of Agricultural Sciences, Fuzhou 350013, China; 2. LAPC, Institute of Atmospheric Physics, CAS, Beijing 100029, China)

Abstract: In this paper a soil incubation experiment is conducted under laboratory condition to reveal differences of nitrification and denitrification potential in four types of acidic paddy soils. The results showed that nitrification rates of nitrogen fertilizer ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) in four soils appeared significant difference ($P < 0.01$), with an order of gray soil > light gray - yellow sandy soil > gray - yellow soil > yellow soil, and the rates raised by 85.6%, 24.3%, 22.5% and 6.7%, respectively, after 642 h incubation. There was a significant relationship between nitrification rate and nitrifying bacteria population, and the higher the soil pH, the higher the nitrification rate in the soils, but nitrification rate in light gray - yellow sandy soil reached to 24.3% at pH 5.1. Denitrification potential also showed significant differences ($P < 0.01$) among these soils, and the highest denitrification potential appeared in yellow soil, resulting in nitrogen loss amount of $25.16 \mu\text{gN} \cdot \text{g}^{-1}$ soil which accounted for 12.12% of nitrogen fertilizer applied (KNO_3). Denitrification may be one of main loss ways of nitrogen fertilizer in this soil. But there were no significant differences of denitrification among the other soils, in which nitrogen loss was only -0.15%~0.27% of nitrogen fertilizer applied. There was no correlation between denitrifying bacteria and nitrogen loss amount. It may be deemed that the contribution of denitrification to nitrogen loss was great different among these soils studied.

Keywords: acidic paddy soil; nitrification; denitrification; nitrous oxide

收稿日期: 2003-07-17

基金项目: 福建省自然科学基金(F0100001); 中科院大气物理研究所
大气边界层物理和大气化学国家重点实验室开放课题
(LAPC-KF-2003-02)

作者简介: 丁 洪(1965—),男,江西安福人,研究员,博士,主要研究
方向为新型肥料和氮素生物地球化学循环。
E-mail: hongding@china.com

土壤硝化与反硝化作用是氮素生物地球化学循环的重要环节之一。在农田生态系统中土壤硝化、反硝化过程产生 N_2O 和 N_2 气体挥发掉,造成氮肥损失;同时产生的 N_2O 是一种温室气体,对全球气温的升高产生较大影响; N_2O 还破坏大气中的臭氧层,使更多的紫外线辐射到地面,对生物产生伤害。因此,土壤硝化、反硝化作用已引起国际上普遍关注,且成为一个研究的热点课题。国外已有许多相关研究报道,国内近年来也开展了一些工作,但非常有限,对于不同生态区域土壤的硝化反硝化活性还缺乏了解,因而在减少氮肥硝化反硝化损失和 N_2O 排放的技术措施上显得不够成熟。硝化作用和反硝化作用受土壤的温度、水分含量、质地、pH、有机质含量、含氮量和微生物量及其活性等诸多因子的影响,因此不同生态区不同土壤中的硝化反硝化活性可能有较大差异。作者曾研究过华北平原上的潮土、砂姜黑土、褐土、风沙土和盐渍土的硝化反硝化活性,结果发现不同土壤的硝化活性和反硝化活性具有较大差异^[1]。过去通常认为,土壤

硝化作用对 pH 很敏感, 较低的土壤 pH 将不利于硝化作用的进行^[2],我国南方酸性土壤的硝化作用活性较低。但现还普遍发现,硝化作用可在 pH4~5 条件下发生,因为在酸性土壤中存在适应酸性土壤条件的硝化菌菌株^[3]。红壤主要分布在南方地区,酸性红壤性水稻土面积也很大。该类土壤复种指数高、施肥量较大,但对氮肥损失程度和主要损失途径的研究报道还有限,特别是在氮肥硝化反硝化损失方面少有报道。因此,本文选用福建省几种代表性红壤性水稻土进行了这方面的研究,旨在进一步了解南方酸性土壤的硝化和反硝化作用及影响因素。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤黄泥土、灰黄泥土、灰泥土和浅灰黄泥沙土分别取自福建省古田县湖滨乡上讠村和旺村洋村、莆田县黄田镇江东村、建瓯市川石乡溪口村的水稻田。土壤的基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤的基本理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of the paddy soils studied

土壤类型	pH	有机质 /g · kg ⁻¹	全 N /g · kg ⁻¹	速效 P /mg · kg ⁻¹	速效 K /mg · kg ⁻¹	CEC /cmol · kg ⁻¹	砂粒/% 0.2~0.02 mm	粉粒/% 0.02~0.002 mm	粘粒/% <0.002mm
黄泥土	4.94	28.2	1.01	5.2	54.8	7.2	43.0	24.8	32.2
灰黄泥土	5.86	31.6	1.90	43.1	72.1	8.8	52.6	20.5	26.9
灰泥土	6.21	32.8	2.24	54.9	124.0	15.1	13.0	48.3	38.7
浅灰黄泥沙土	5.09	12.8	0.88	28.8	71.4	4.3	72.0	3.1	24.9

1.2 试验方法

培养试验中称取过 2 mm 孔筛的风干土 150 g,装入体积为 250 mL 的广口瓶中,土层厚度 4.5~5 cm,加入一定量的水分,预培养 2~3 d,以便激活土壤微生物。硝化活性试验加入 200 μgN · g⁻¹ 土的硫酸铵,反硝化活性试验加入 200 μgN · g⁻¹ 土的硝酸钾。肥料均先溶于水后定量加入,然后加水至土壤体积含水量的 80%。用带有两根玻璃管的软木塞塞住瓶口,涂上 704 胶,两根玻璃管接一段硅胶管,其中一根接上三通阀(培养时为通气),另一根不封闭,保持瓶内外自由通气,所有培养瓶都在 28℃±1℃ 恒温箱中好气培养。按一定时间间距取样,每次取样设 3 次重复。并定期称量剩余培养瓶的整个瓶重,按损失的重量来补充水分。

硝化作用试验在取样前封闭两个通气口,培养 24 h 后抽取瓶中气样。反硝化试验在取样前将充入体积 10% 的乙炔气体,密闭通气口,继续培养 24 h 后抽

取气样。取样用注射器抽取瓶中 20 mL 气体注入 18 mL 的真空玻璃瓶中,供分析用。

硝化试验每次取样时测定土壤质量含水量(%)、铵态氮和硝态氮含量^[4]。测算出瓶中自由体积。土壤硝化和反硝化微生物数量的测定采用“最大或然法(MPN 法)”^[5]。

气体样品分析应用美国惠普公司产的 HP6890 气相色谱,色谱柱为填充 80/100 目 porapak Q 的填充柱,柱温 45℃,检测器温度 380℃,ECD 检测,定量六通阀进样,进样量 1 mL,载气为 5% Ar-CH₄,流速 20 mL · min⁻¹。

2 结果与分析

2.1 不同红壤性水稻土硝化活性的差异

从表 2 中可以看出,4 种红壤性水稻土的硝化活性有很大差异,硝化率大小表现为灰泥土> 浅灰黄泥沙土> 灰黄泥土> 黄泥土,培养 642 h 后硝化率分别

为 85.6%、24.3%、22.5% 和 6.7%。培养过程中黄泥土的硝化率无明显变化,一直保持 6.2%~7.5% 较低的硝化率;另外 3 种土壤的硝化率则呈逐步增加趋势,其中灰泥土硝化较快,培养 90 h 后硝化率就达 21.2%,402 h 后接近最高硝化率。

从不同土壤的硝化率与 pH 的关系上看,具有土壤 pH 值高硝化率也高的明显趋势,因在本试验中应用的土壤样品数较少,虽然两者间相关性未达到显著水平 ($r^2 = 0.66, P > 0.05$),但也能说明土壤 pH 对硝化作用的制约作用。有关土壤 pH 与硝化作用的关系的研究已有一些报道^[2,6-8]。值得注意的是,浅灰黄泥沙土和灰黄泥土的 pH 值只有 5.1 和 5.9,但它们的硝化率分别达到 24.3% 和 22.5% (见表 1 和表 2),这似乎说明南方某些土壤具有很高的硝化活性(如灰泥土达 85.6%),甚至一些 pH 较低的土壤也有较高的硝化活性。由此来看,南方酸性红壤性水稻土的硝化作用对土壤氮素循环的影响值得重视,应进一步开展研究。

表 2 不同红壤性水稻土的硝化率 (%)
Table 2 Nitrification rates (%) in the red soils studied

土壤类型	培养时间/h						
	24	90	162	282	402	522	642
黄泥土	7.5	7.1	6.2	6.2	6.3	5.9	6.7
灰黄泥土	6.6	6.5	6.7	11.3	14.4	17.5	22.5
灰泥土	9.7	21.2	27.1	39.7	86.2	87.5	85.6
浅灰黄泥沙土	13.3	15.5	17.2	17.5	17.1	22.4	24.3

注:硝化率% = $\text{NO}_3^- - \text{N} / (\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}) \times 100\%$ 。

2.2 不同红壤性水稻土硝化过程中的 N₂O 排放

从图 1 和图 2 可以看出,不同土壤中 N₂O 排放通量有明显的时间变化,而且土壤间的排放通量也有一定差异。在培养初期有较高的 N₂O 排放通量,然后迅速下降,90 h 以后排放通量保持相对较低水平。表 3 中数据显示,在不同土壤中氮肥硝化过程产生的 N₂O 排放量差异显著或极显著,其中浅灰黄泥沙土中的排

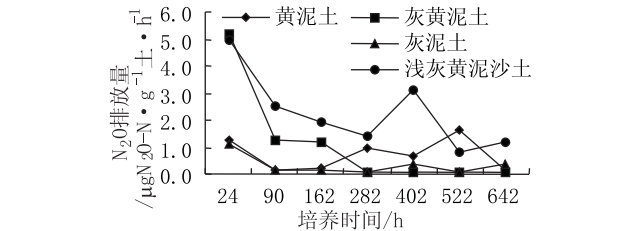


图 1 不施氮条件下不同土壤中 N₂O 排放的时间变化
Figure 1 Temporal variation of N₂O emission from the soil by nitrification without nitrogen fertilizer applied

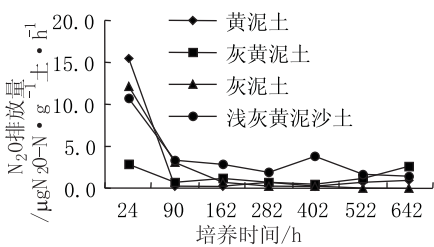


图 2 施氮条件下不同土壤中 N₂O 排放的时间变化
Figure 2 Temporal variation of N₂O emission from the soil by nitrification with application of nitrogen fertilizer

放量最高,达到 2.13 $\mu\text{gN} \cdot \text{g}^{-1} \text{土}$,其他 3 种土壤间差异也显著,黄泥土显著高于灰黄泥土,而灰泥土与黄泥土和灰黄泥土之间差异不显著。由此可见,浅灰黄泥沙土和黄泥土中 N₂O 排放量相对较高,这是由于酸性土壤条件有利于 N₂O 的产生,这与前人的研究结果一致^[20]。氮肥施用增加 N₂O 排放量,硝化作用过程产生的 N₂O 排放量占施氮量的 0.11%~0.44%。

2.3 不同红壤性水稻土反硝化活性的差异

图 3 和图 4 显示,不同土壤的反硝化作用过程排放的 N₂O + N₂ 排放通量也有明显的时间变化。培养初期有较高的排放通量,然后逐渐下降,培养 426 h 后排放通量很低,而且土壤间排放通量差异很大,其中黄泥土中排放通量大大高于其他土壤。从表 3 中可见,不施氮肥时,不同土壤间的反硝化活性无显著差

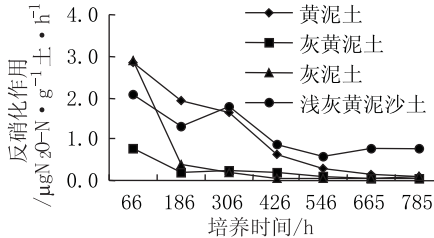


图 3 不施氮条件下不同土壤反硝化产生的 N₂O + N₂ 排放通量的时间变化
Figure 3 Temporal variation of N₂O + N₂ emission from soil by denitrification without nitrogen fertilizer applied

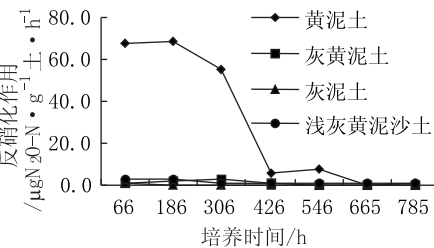


图 4 施氮条件下不同土壤反硝化产生的 N₂O + N₂ 排放通量的时间变化
Figure 4 Temporal variation of N₂O + N₂ emission from soil by denitrification with application of nitrogen fertilizer

表 3 不同土壤中硝化过程产生的 N₂O 排放量和氮素反硝化损失量

Table 3 Emission of N₂O by nitrification progress and N loss by denitrification in different soils

土壤	硝化 - N ₂ O 总量		差值	占施氮量	反硝化 - N ₂ O + N ₂		差值	占施氮量
	/ $\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \text{土}$							
	+ N	- N		%	+ N	- N		%
黄泥土	1. 16bB	0. 50bB	0. 66	0. 33	25. 16aA	0. 92aA	24. 24	12. 12
灰黄泥土	0. 74cB	0. 53bB	0. 21	0. 11	0. 73bB	0. 19aA	0. 54	0. 27
灰泥土	1. 05bcB	0. 17bB	0. 88	0. 44	0. 16bB	0. 46aA	- 0. 30	- 0. 15
浅灰黄泥沙土	2. 13aA	1. 35aA	0. 78	0. 39	1. 14bB	0. 94aA	0. 20	0. 10

注:大写字母 A、B 为 1% 显著性,小写字母 a、b、c 为 5% 显著性。

异。施氮肥条件下,不同土壤的氮素反硝化损失率差异极显著,其中黄泥土反硝化活性最高,反硝化损失量达 25. 16 $\mu\text{gN} \cdot \text{g}^{-1}$ 土,占施氮量的 12. 12%,这说明在该土壤上反硝化作用可能是氮肥损失的主要途径之一;另外 3 种土壤间反硝化活性差异不显著,氮肥反硝化损失量仅占施氮量的 -0. 15% ~ 0. 27%,反硝化作用在这些土壤中对氮肥损失的影响可能要小得多。在灰泥土中,施氮肥比不施氮肥反硝化损失量还低些,其原因有待于进一步探讨。因此,可以认为反硝化作用在不同类型土壤氮肥损失中的作用和贡献有很大差异。

2. 4 不同红壤性水稻土中微生物量与硝化和反硝化活性的关系

不同土壤中的亚硝酸菌、硝酸菌和反硝化菌数量差异都很大(见表 4),其中亚硝酸菌数含量最高的与最低的相差达两个数量级,具体表现为灰泥土> 浅灰黄泥沙土> 灰黄土> 黄泥土;硝酸菌在灰黄土中没有检测到,其他 3 种土壤中含量差异不大,而且数量不多;反硝化菌数土壤间最大相差一个数量级,顺序为灰黄土> 灰泥土> 黄泥土> 浅灰黄泥沙土。根据表 2 和表 4 中数据分析发现,硝化细菌(硝酸菌和亚硝酸菌)数量与土壤硝化率显著相关($r^2=0.95$, $P<0.05$),但反硝化菌数量与氮肥反硝化损失量无明显相关性。黄泥土中反硝化细菌数较低,但反硝化损失的氮量大大高于其他土壤,这可能与反硝化菌的酶

活性有关,或受土壤条件的影响,具体原因有待进一步研究。

3 讨论

土壤硝化作用受土壤 pH 影响很大,较低的 pH 抑制硝化作用的发生。Sahrawat^[2]测定 10 种热带土壤(pH3.4~8.6)硝化作用强度表明,pH<5.6 时硝化作用较弱,甚至不产生 NO₃⁻,而 pH>6.0 时有大量 NO₃⁻ 积累。一般认为,硝化作用的适宜 pH 在 6.6~8.0 之间或更高一些,pH<5.0 或 pH>10 时硝化作用均明显受抑。Dancer 的研究表明,当土壤 pH 从 4.7 增高到 6.5 时,硝化速率提高 3~5 倍,并指出土壤 pH 是判断土壤硝化能力的一个指标,Katyal 等^[8]研究 15 种土壤的硝化活性表明,在 pH 为 4.6~5.1 的土壤中,硝化作用不明显,pH 为 5.8~6.0 的土壤硝化作用进行缓慢,pH 为 6.4~8.3 的土壤硝化作用强烈进行。本试验中 4 个土壤的硝化活性大小的趋势大体符合前人研究的规律,但灰黄泥土在 pH 为 5.86 时硝化率可达 22.5%,特别是浅灰黄泥沙土 pH 为 5.1 时其硝化可达到 24.3%,说明在土壤 pH 较低时有些土壤还是有较高的硝化率。有研究表明,硝化作用可在 pH4~5 条件下发生,Biederbeck 等^[9]认为,在 pH<5 的酸性土壤中出现明显的硝化作用可能是硝化细菌适应了酸性环境。现普遍发现,在酸性土壤中存在适应酸性土壤条件的硝化菌菌株^[3]。

有关土壤微生物数量与硝化和反硝化活性的关系,文献报道结果有相关的,也有不相关的。Chao 等人^[9]研究表明,在 5 种热带和亚热带土壤中硝化细菌数量与土壤硝化率之间没有明显的相关性。Pakale 等^[10]则报道,在印度的黑土、红壤、水稻土、森林土和苏打土中,发现红壤具有最高的铵氧化菌和亚硝酸氧化菌数量,硝化势也最高。在所有供试土壤中硝化势与铵氧化菌和亚硝酸氧化菌数之间存在正相关性,总菌数与硝化势之间呈负相关性。本试验结果显示,硝

表 4 不同红壤性水稻土中硝化菌(亚硝酸菌、硝酸菌)和反硝化菌的数量(num·g⁻¹干土)

Table 4 Nitrifying and denitrifying bacterium populations in different paddy soils

土壤类型	亚硝酸菌	硝酸菌	反硝化菌
	培养 21 d	培养 21 d	培养 21 d
黄泥土	2. 1 × 10 ³	0. 8 × 10 ²	5. 7 × 10 ⁵
灰黄土	1. 9 × 10 ⁴	没有检测到	2. 6 × 10 ⁶
灰泥土	1. 1 × 10 ⁵	0. 7 × 10 ²	1. 8 × 10 ⁶
浅灰黄泥沙土	4. 5 × 10 ⁴	0. 3 × 10 ²	4. 5 × 10 ⁵

化细菌（主要是亚硝酸菌）与土壤硝化势之间显著相关。亚硝酸菌把铵氧化成亚硝酸是整个硝化过程的制约过程，而由硝酸菌把亚硝酸氧化成硝酸的过程发生较快，所以土壤中亚硝酸盐积累很少。低 pH 值主要抑制亚硝化单胞菌属的活性^[11]。

当然，土壤的硝化作用还受诸多因子的影响，譬如在同样的 pH 条件下不同质地的土壤其硝化活性也有较大差异。因此，对于南方红壤区的土壤来说，不能仅凭土壤 pH 的高低就能判断其硝化活性强弱。也就是说有的酸性土壤有较高的硝化率，土壤间差异很大。尤其是耕种历史较长的土壤，其土壤理化性状发生很大变化，硝化活性也会改变。有许多试验证明，耕地土壤随着耕作时间增长与水旱轮作、多年连续施用碱性钙镁磷肥、有机肥、绿肥和不少地区施用石灰中和酸度，以及近十几年来尿素氮肥使用比例大大提高等等，这些措施都可提高土壤 pH 值，许多耕地土壤 pH 达到 6.0 以上，还有些土壤（如紫色土、石灰性土）的 pH 值本身就较高。这些都有利于硝化作用的进行^[13]。本试验中的灰泥土的硝化率就达到 85% 以上。De Boer 等^[14]发现，施用尿素的 NO_3^- 形成量大于施用硫铵；Martikainen^[15]也发现，在酸性土壤上施用尿素有利于硝化作用的进行，而硫铵则抑制硝化作用，这可能是施用尿素后由于尿素迅速水解短时间提高土壤的 pH 值所致。有研究表明，施用尿素可使土壤 pH 从 7.0 上升到 9.0^[16]。这也提示我们，这些供试土壤的硝化率在施用尿素氮肥条件下，其硝化率有可能更高。

土壤反硝化作用的适宜 pH 值范围在 6~8 之间，虽然在偏碱性条件下有利于反硝化作用进行，但在 pH 低于 3.5 的自然酸性土壤中仍有反硝化作用发生，并造成明显的氮素损失。在长期的酸性条件下反硝化菌群体已适应了低 pH 环境^[17]。本试验中黄泥土的 pH 只有 4.9，但反硝化活性最高，反硝化损失的氮量占氮肥用量的 12.12%，大大高于另外 3 种土壤。这是一个值得注意的问题，表明不同土壤间的反硝化活性差异很大，在某些土壤上氮肥反硝化损失量还是很明显的。

已报道的反硝化菌有 30 余个属，比硝化细菌属多，在土壤中群体量也大于硝化细菌。本文试验结果表明，4 种土壤的反硝化活性与反硝化菌数量无相关性，黄泥土中反硝化菌比灰黄泥土和灰泥土少，而反硝化活性却高得多。李振高等^[18]研究红壤区不同土壤的反硝化强度也发现，种植柑桔的红壤反硝化菌多

于水稻土，反硝化强度却显著低于水稻土。这可能与菌属的酶活性有关或还受其它土壤条件和生态条件的制约。殷永娴等^[19]报道，在同种土壤上，温室种植、大棚种植和露天种植时的土壤中反硝化菌数与反硝化活性呈正相关。因此，土壤反硝化活性可能受硝化菌活性和反硝化发生的条件制约更大。在红壤上有关这方面的研究报道尚少，有待于进一步研究。

参考文献:

- [1] 丁 洪, 等. 华北平原几种主要类型土壤的硝化及反硝化活性[J]. 农业环境保护, 2001, 20(6): 390-393.
- [2] Sahrawat K L. Nitrification in some tropical soils[J]. *Plant and Soil*, 1982, 65: 281-286.
- [3] Christensen S. Spatial variation in denitrification - dependency of activity centers on the soil environment[J]. *SSSAJ*, 1990, 54(6): 1608-1613.
- [4] 刘光崧. 土壤理化分析和剖面描述[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996. 36-38.
- [5] 中国科学院南京土壤研究所微生物室编. 土壤微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社, 1985. 49, 57-58.
- [6] 李良谟, 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: 289-293.
- [7] Dancer W S, et al. Ammonification and nitrification of N as influenced by soil pH and previous N treatments[J]. *Soil Sci Amer Proc*, 1973, 37: 67-69.
- [8] Katyal J C, et al. Nitrification activity in submerged soil and its relation to denitrification loss[J]. *Biol Fertil Soils*, 1988, 7: 16-22.
- [9] Biederbeck V O, et al. Soil microbial and biochemical properties after ten years of fertilization with urea and anhydrous ammonia[J]. *Can J Soil Sci*, 1996, 76(1): 7-14.
- [10] Chao W L, et al. Nitrification and nitrifying potential of tropic and subtropical soils[J]. *Biol Fertil Soils*, 1993, 15(2): 87-90.
- [11] Pakale N V, et al. Nitrification potential of soils as influenced by soil microbial population[J]. *Karnataka J Agric Sci*, 1993, 6(1): 70-72.
- [12] 王智平, 等. 农田土壤 N_2O 排放的影响因素[J]. 农业环境保护, 1994, 13(1): 40-42, 29.
- [13] 席承藩. 中国土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998. 864, 1046-1066.
- [14] De Boer, et al. Urea stimulated autotrophic nitrification in suspensions of fertilized acid health soil[J]. *Soil Biol Biochem*, 1989, 21: 349-354.
- [15] Martikainen P J. Nitrification in two coniferous forest soil after different fertilization treatment[J]. *Soil Biol Biochem*, 1984, 16: 577-582.
- [16] 李良谟. 反硝化作用[A]. 见朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素[C]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. 145-170.
- [17] Aulakh M S, et al. Soil denitrification - significance, measurement, and effects of management[J]. *Advances in Soil Science*, 1992, 18: 1-57.
- [18] 李振高, 等. 红壤区土壤的反硝化细菌[A]. 红壤生态系统研究(第一集)[C]. 北京: 科学出版社, 1992. 196-203.
- [19] 殷永娴, 等. 设施栽培条件下土壤中硝化、反硝化作用的研究[J]. 生态学报, 1996, 16(3): 246-249.
- [20] 齐玉春, 等. 土壤氧化亚氮产生、排放及其影响因素[J]. 地理学报, 1999, 54(6): 534-542.

致谢: 微生物的测定得到中科院南京土壤研究所彭光浩副研究员和张桂英女士的帮助。