

菜地土壤 N₂O 排放及其氮素反硝化损失

金雪霞^{1,2}, 范晓晖¹, 蔡贵信¹, 黄耀²

(1. 中国科学院南京土壤研究所, 江苏 南京 210008; 2. 南京农业大学资源与环境学院, 江苏 南京 210095)

摘要: 采用培养试验方法, 对南京郊区 3 对菜地土和水稻土的 N₂O 排放和氮素反硝化损失进行了研究。不加乙炔培养测定土壤 N₂O 排放, 加乙炔(10% V/V)培养测定反硝化损失。菜地土为相同类型水稻土改种为蔬菜约 20 年的土壤。结果表明, 在培养 0~1 d 期间, 菜地土本身 N₂O 排放通量 (5.15~218.37 ng N·g⁻¹soil·h⁻¹) 均高于相同类型的水稻土 (2.50~3.94 ng N·g⁻¹soil·h⁻¹)。3 对供试土壤中, 2 个菜地土培养 21 d 排放的 N₂O 总量与反硝化损失总量均显著高于相同类型的水稻土 ($P < 0.05$)。3 对供试土壤施尿素后反硝化损失均未显著增加。施肥和不施肥处理, 土壤 N₂O 排放累积量和反硝化损失累积量随时间 t 的变化均符合修正的 Elovich 方程 $y = b\ln(t) + a$ 。

关键词: 菜地土; 水稻土; N₂O 排放; 反硝化损失

中图分类号: S131 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2043(2004)05-0861-05

Losses of Nitrogen by N₂O Emission and Denitrification in Soils Grown with Vegetables

JIN Xue-xia^{1,2}, FAN Xiao-hui¹, CAI Gui-xin¹, HUANG Yao²

(1. Institute of Soil Sciences, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. College of Natural Resources & Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: N₂O emission and denitrification losses of N in three couples of soils grown with vegetables and irrigated rice from Nanjing suburbs were investigated in a 21 day incubation experiment. The soils grown with vegetables were converted from a field that had been cultivated with rice for about 20 years. N₂O emission and denitrification losses were measured without and with acetylene (10% V/V) inhibition technique, respectively. The soils were incubated with 100% field water capacity and urea (100 mg N·kg⁻¹soil) under (28 ± 1) °C condition. The results showed that N₂O emission fluxes in vegetable soils (5.15~218.37 ng N·g⁻¹soil·h) were higher than that in the corresponding paddy soils (2.50~3.94 ng N·g⁻¹soil·h⁻¹) during 1 day incubation. N₂O emission and denitrification losses from 2 vegetable soils were significantly higher than those from the corresponding paddy soils during 21 days' incubation ($P < 0.05$). The amounts of denitrification losses not significantly increased by nitrogen fertilizer applied in the three couples of the soils. Nitrogen source was not a limiting factor of denitrification losses in this experiment. The relation between N₂O emission or denitrification losses and the incubation time, in the three pairs of soils either with or without applied nitrogen, could be described well by the revised Elovich equation of $y = b\ln(t) + a$.

Keywords: vegetable soils; paddy soils; N₂O emission; denitrification loss

随着人口的增加及人们生活水平的提高, 蔬菜的生产规模和种植面积也在不断扩大^[1], 由此而产生的大气环境污染是不容忽视的。N₂O 的产生不仅降低肥料的利用率^[2], 而且是一种温室气体, 会破坏臭氧层^[3]。土

壤排放的 N₂O 是大气中 N₂O 的主要来源^[4]。因此, 如何有效利用氮素并减少其损失关系到生态环境的变化。近年来, 国内外的学者对 N₂O 在水稻土、森林土等排放通量的时间、空间变异、影响因素等进行了不少的研究^[5, 6], 但关于菜地土的 N₂O 排放通量及氮素反硝化损失的研究工作较少^[7]。本文以南京郊区水稻土改种蔬菜约 20 年的菜地土为对象, 并以相同类型未改种其他作物的水稻土作为对比, 对南京郊区菜地土 N₂O 排放的规律及氮素反硝化损失进行了研究, 为淮

收稿日期: 2004-03-19

基金项目: 国家自然科学基金项目(40171048)

作者简介: 金雪霞(1977—), 女, 江苏金坛人, 硕士研究生, 主要从事土壤环境化学和氮素损失方面的研究。

联系人: 范晓晖, E-mail: xhfan@issas.ac.cn

确估算菜地土壤 N₂O 的释放量提供依据。

1 材料和方法

1.1 供试土壤

供试土壤为下蜀黄土发育的马肝土,共 3 对土壤:(1)水稻土改种蔬菜约 20 a 的菜地土。(2)相同类型的水稻土。土样均采自 0~20 cm 的表层土壤。供试土壤的基本性质见表 1。

表 1 供试土壤性质
Table 1 Soil properties in the present study

利用方式	土样号	土壤类型	采样地点	pH (H ₂ O)	全氮 /g·kg ⁻¹	有机碳 /g·kg ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N /mgN·kg ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N /mgN·kg ⁻¹	全磷 /g·kg ⁻¹	速效磷 /mg·kg ⁻¹	缓效钾 /mg·kg ⁻¹	速效钾 /mg·kg ⁻¹
水稻	马 1-0	马肝土	大厂区工农村	6.74	1.22	11.9	6.03	4.30	0.50	3.78	500	99.8
蔬菜	马 1-20	马肝土	大厂区工农村	4.30	1.44	11.6	21.1	23.4	0.77	33.5	680	135
水稻	马 2-0	马肝土	栖霞区漳桥村	6.89	0.99	11.8	2.70	0.00	0.66	19.1	595	131
蔬菜	马 2-20	马肝土	栖霞区漳桥村	7.58	1.46	11.5	11.7	43.1	0.92	32.9	659	134
水稻	马 3-0	马肝土	栖霞区红梅村	6.17	0.82	11.0	2.64	0.00	0.52	7.51	406	84.2
蔬菜	马 3-20	马肝土	栖霞区红梅村	5.60	1.27	8.90	5.43	19.2	0.66	22.9	632	113

注:土样号中 0 表示水稻田;20 表示水稻田已改成菜地约 20 a。

1.2 培养试验

试验设计:设无肥、尿素(100 mgN·kg⁻¹土)2 个处理,加乙炔(10% V/V)和不加乙炔 2 组,每个处理 3 个重复(不加乙炔组试验用同 1 瓶土连续采样,加乙炔组试验用 2 瓶土交替进行采样,以尽量避免乙炔对土壤硝化作用的影响)。所使用的乙炔为南京气体公司生产的高纯乙炔,并预先通过浓硫酸,以去除其中含有的丙酮等杂质^[8]。

试验步骤:称取通过 1 mm 孔筛的 20.0 g 风干土样于 125 mL 的广口瓶中,按 100% 田间持水量加水/尿素溶液后置于(28±1)℃培养箱中培养,培养箱内每层铺有浸过去离子水的棉花以使箱内保持一定的湿度。培养 1、3、7、10、14、21 d 后分别采样,采样前进行密封处理:塞上带有一洞眼的橡皮塞,洞眼塞上安培瓶塞,再插上连有三通阀的针头,各缝隙处涂上 704 胶密封,关闭三通阀。密闭培养 2 h 后用 60 mL 塑料注射针筒(连有三通阀)连续抽 15 mL 气体 4 次,以使瓶内气体混合均匀,然后采 15 mL 气体待测。加乙炔组(分别在土样号后加(ACE)表示)在关闭三通阀前 2 h 用塑料注射针筒从培养瓶中抽出一定量的气体弃去,并充入等量的乙炔气(使乙炔气占有有效空气体积的 10%),然后用注射针筒连续抽 15 mL 气体 4 次以混匀瓶内气体,最后关闭三通阀进行密闭培养。每次密封培养前称重 1 次,必要时补加失去的水分。每次采完气样后打开橡皮塞,通气半小时,然后放入培养箱中继续培养。培养试验结束时(即 21 d),不加乙炔组的土样测 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N,加乙炔组的土样测 pH。

1.3 测定方法^[9]

土壤铵态氮、硝态氮:土样用 2 mol·L⁻¹氯化钾法浸提后,用 MgO-代氏合金蒸馏法测定;土壤 pH:土水比为 1:2.5,pH 计测定;土壤全氮:开氏法;有机碳:重铬酸钾氧化-容量法;土壤全磷:酸溶-钼锑抗比色法;土壤速效磷:碳酸氢钠法;土壤缓效钾:硝酸煮沸法;土壤速效钾:1 mol·L⁻¹醋酸铵浸提-原子吸收法。

1.4 气体样品中 N₂O 浓度的测定

气体样品中 N₂O 浓度用美国惠普公司产的 Agilent 4890D 气相色谱仪测定。N₂O 标准气体(浓度为 383×10⁻⁹ L·L⁻¹)由上海比欧西气体工业有限公司生产,用北京产体积分数为 511 μL·L⁻¹的标准气体进行校正。色谱柱为 1 m×2.2 mm(内径)不锈钢柱,内填 80~100 目 Porapak Q 的填充柱,柱温 55℃,ECD 检测,检测器温度 330℃,采用十通进样反吹阀和四通切换阀进样,保留时间 3.53 min,载气为高纯氮气,流速为 30 mL·min⁻¹,测定 N₂O 气体的变异系数一般小于 6%。高浓度样品用 99.999% 高纯氮气(由上海比欧西气体工业有限公司生产)稀释后测定。

2 结果和讨论

2.1 加与不加乙炔土壤 N₂O 排放通量的比较

一般说来,不加乙炔测出的 N₂O 既包括硝化作用产生的 N₂O,也包括反硝化作用产生的 N₂O。用乙炔抑制法测定反硝化时,抑制了 N₂O 向 N₂ 转化,因而测得的 N₂O 是反硝化损失(N₂+N₂O)的总量。因此,与无乙炔土壤相比,有乙炔土壤产生的 N₂O 量越高,表明该土壤反硝化产物中 N₂ 比例越高,这有利于大气环境保护,减少对大气圈的污染^[11]。

菜地土与水稻土的土壤 N_2O 排放通量随培养时间延长而变化的情况如图 1 所示。从图 1 可看出,无论是加乙炔还是不加乙炔,3 个供试菜地土的 N_2O 排放高峰均在培养 0~1 d 期间,这与众多的研究结果相一致,即干土湿润后往往出现 N_2O 排放高峰^[12]。其中马 2-20 的 N_2O 排放通量最高(不加乙炔和加乙炔处理分别为 $218 \text{ ngN} \cdot \text{g}^{-1} \text{土} \cdot \text{h}^{-1}$, $379 \text{ ngN} \cdot \text{g}^{-1} \text{土} \cdot \text{h}^{-1}$),可能的原因是马 2-20 的土壤 pH 为 7.58,均在自养硝化细菌和反硝化作用菌的最佳 pH 范围

(一般认为,自养硝化细菌的最佳 pH 在 7~8 之间^[13,14],反硝化作用菌最适宜的 pH 值一般与异养菌相似,为 6~8^[15])。其次为马 1-20,该土壤 pH 较低(pH4.30),使氧化亚氮还原酶受到一定的抑制,于是反硝化产物中 N_2O 比例较高^[16]。3 个供试水稻土中,除了不加乙炔的马 1-0 的 N_2O 排放高峰(排放通量达到 $3.94 \text{ ngN} \cdot \text{g}^{-1} \text{土} \cdot \text{h}^{-1}$) 在培养 0~1 d 外,其余均在培养 3~7 d 期间,可能的原因是在这期间土壤的底物($\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$) 浓度大幅增加,从而促进了

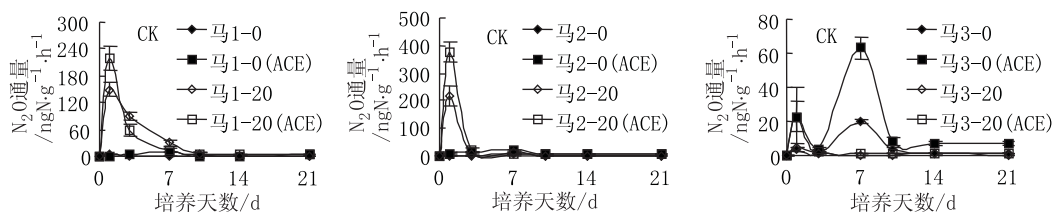


图 1 未施肥土壤 N_2O 排放进程

Figure 1 N_2O emission process from soils in the absence of urea applied

N_2O 的排放。

对加乙炔和不加乙炔土壤的 N_2O 排放高峰期进行显著性分析表明 ($P < 0.05$): 6 个供试土壤中,加乙炔的马 1-20、马 2-20 和马 3-0 土壤产生的 N_2O 量与不加乙炔的无显著差异,表明这 3 个土壤反硝化作用产生的 N_2O 被还原为 N_2 的能力较弱,这对大气环境质量是不利的。

2.2 菜地与稻田土壤 N_2O 排放通量的比较

从图 1 可看出,在未施肥处理中,不加乙炔的 3 个菜地土培养 1 d 的 N_2O 排放通量(分别为 149、218、 $5.15 \text{ ngN} \cdot \text{g}^{-1} \text{土} \cdot \text{h}^{-1}$) 高于相同类型的水稻土(分别为 3.94、2.50、 $3.58 \text{ ngN} \cdot \text{g}^{-1} \text{土} \cdot \text{h}^{-1}$)。在培养 0~7 d 期间,无论是加乙炔还是不加乙炔,3 对供试土壤中除马 3-20 的 N_2O 排放量显著低于相同类型的水稻土($P < 0.05$)外,其他均是菜地土的 N_2O 排放量显著高于相同类型的水稻土。

施肥条件下供试土壤 N_2O 的排放通量随培养时间的延长而变化的情况如图 2 所示。从图 2 可看出,

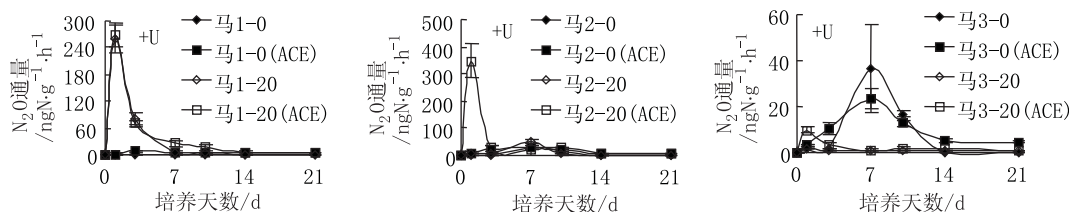


图 2 施肥土壤 N_2O 排放进程

Figure 2 N_2O emission process from soils in the presence of urea applied

无论是加乙炔还是不加乙炔,3 个菜地土培养 1 d 的 N_2O 排放通量高于相同类型的水稻土。6 个供试土壤中以马 1-20 释放出的 N_2O 最高,这也正与尿素转化为铵态氮的比例最高相符(如图 3 所示),同时土壤 pH 较低,抑制了氧化亚氮还原酶的活性,使反硝化产物中以 N_2O 为主。由此可见,无论是施肥还是不施肥,菜地土培养 1 d 的 N_2O 排放量均高于相同类型的水稻土。

2.3 土壤氮素反硝化损失

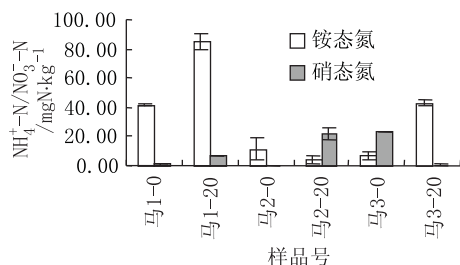


图 3 土壤尿素氮转化为矿质氮的量

Figure 3 Amounts of mineralization N from urea in the studied soils

土壤施入氮肥后,增加了NH₄⁺和NO₃⁻2种基质的含量,因此在适宜的条件下,它们可以通过硝化和反硝化作用同时形成N₂O并排放,导致土壤N素损失^[17]。该试验结果如表2所示,6个供试土壤21d培养期间氮肥产生的N₂O总量为-4.12 mgN·kg⁻¹~3.40 mgN·kg⁻¹,占施氮量的-4.12%~3.40%;氮素反硝化损失总量为-3.51 mgN·kg⁻¹~4.28 mgN·kg⁻¹,占施氮量的-3.51%~4.28%,这与用间接法(加硝酸钾)测得的反硝化损失率很低相吻合。负值表示施氮后土壤N₂O损失和反硝化损失低于未施氮土壤,这可能是在培养过程中土壤氮素矿化不均匀的缘故,有待深入研究。经F检验,6个供试土壤加氮肥后反硝化损失量与不施肥间均无显著差异(P>0.05),这表明氮不是该供试土壤反硝化损失的限制因子,有可能碳源(特别是可溶性碳)是一种限制因素,这有待今后进一步研究证实。国内外有关菜地土的N₂O排放和反硝化损失的研究较少,其结果也很不一致,这是由于土壤反硝化作用受到多种因素影响^[11]所致。例如梁东丽^[18]等研究得出30a的老菜地土壤中N₂O逸

出量占肥料N总用量的0.15%~0.66%。而Ryden^[19]等研究得出芹菜地土壤中反硝化损失量占加入肥料N的15.3%,N₂O排放量为反硝化总量的12%~18%。

施肥和未施肥处理,6个供试土壤N₂O排放和反硝化损失累积量随时间t的变化均符合修正的Elovich方程 $y = b\ln(t) + a$,如表3所示。

表2 供试土壤 N₂O 排放总量和反硝化损失
Table 2 N₂O emission and denitrification losses in the studied soils

样品号	处理	N ₂ O 排放总量	反硝化损失总量
		/mgN·kg ⁻¹	/mgN·kg ⁻¹
马1-0	CK	0.50	1.82
马1-0	+N	0.67	2.07
马1-20	CK	14.8	14.7
马1-20	+N	15.9	19.0
马2-0	CK	0.88	5.05
马2-0	+N	4.28	7.73
马2-20	CK	9.72	18.0
马2-20	+N	5.59	19.6
马3-0	CK	2.40	8.55
马3-0	+N	4.68	5.03
马3-20	CK	0.47	1.41
马3-20	+N	0.39	1.12

表3 供试土壤 N₂O 排放过程的回归方程
Table 3 Regressive equations of N₂O emission process in the studied soils

样品号	处理	不加乙炔		不加乙炔	
		拟合方程	相关系数 r ²	拟合方程	相关系数 r ²
马1-0	CK	$y_1 = 0.139\ln(t) + 2.510 \times 10^{-2}$	0.956***	$y_1 = 0.608\ln(t) - 0.203$	0.927**
马1-20	CK	$y_1 = 4.625\ln(t) + 2.555$	0.944***	$y_1 = 3.977\ln(t) + 3.821$	0.943***
马2-0	CK	$y_2 = 0.288\ln(t) - 8.190 \times 10^{-2}$	0.913**	$y_2 = 1.646\ln(t) - 0.510$	0.925**
马2-20	CK	$y_2 = 2.242\ln(t) + 3.914$	0.843**	$y_2 = 4.103\ln(t) + 6.721$	0.866**
马3-0	CK	$y_3 = 0.883\ln(t) - 0.296$	0.900**	$y_3 = 2.976\ln(t) - 0.822$	0.917**
马3-20	CK	$y_3 = 0.128\ln(t) + 5.680 \times 10^{-2}$	0.986***	$y_3 = 0.338\ln(t) + 0.337$	0.956***
马1-0	+N	$y_1 = 0.216\ln(t) - 7.060 \times 10^{-2}$	0.899**	$y_1 = 0.652\ln(t) - 0.275$	0.881**
马1-20	+N	$y_1 = 4.287\ln(t) + 4.950$	0.885**	$y_1 = 5.304\ln(t) + 4.446$	0.962***
马2-0	+N	$y_2 = 1.589\ln(t) - 0.704$	0.873**	$y_2 = 2.736\ln(t) - 0.846$	0.924**
马2-20	+N	$y_2 = 2.112\ln(t) - 0.591$	0.899**	$y_2 = 4.959\ln(t) + 5.646$	0.951***
马3-0	+N	$y_3 = 1.798\ln(t) - 0.770$	0.865**	$y_3 = 1.738\ln(t) - 0.697$	0.902**
0.902	+N	$y_3 = 0.109\ln(t) - 1.060 \times 10^{-2}$	0.870**	$y_3 = 0.312\ln(t) + 8.478 \times 10^{-2}$	0.975***

注: y 为 N₂O 排放累积量, mgN·kg⁻¹; t 为培养时间, d; * * 表示 P<0.01, * * * 表示 P<0.001。

3 结论

- (1)总的趋势是菜地土 N₂O 排放量和反硝化损失量均高于相同类型的水稻土。
- (2)除个别外,加氮肥后没有增加土壤 N₂O 排放和反硝化损失。
- (3)施肥和不施肥处理,土壤 N₂O 排放和反硝化损失累积量随时间 t 的变化均符合修正的 Elovich 方程 $y = b\ln(t) + a$ 。

参考文献:

[1] 袁新民,李晓林,张福锁. 蔬菜地土壤的NO₃⁻-N 累积及影响因素[A]. 见:李晓林等主编. 平衡施肥与可持续优质蔬菜生产[C]. 北京:中国农业大学出版社,2000. 288-291.

[2] William R Ruan, Gordan V. Improving nitrogen use efficiency for cereal production[J]. *Agronomy Journal*, 1999, 91: 357-363.

[3] Crutzen P J. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide[A]. In: Delwiche C. ed. Denitrification, Nitri-fication and Nitrous Oxide[C]. New York: Wiley, 1981. 17-44.

- [4] Bouwman A F. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere[A]. In: Bouwman A G. ed. *Soils and the Greenhouse Effect*[C]. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1990. 61 – 128.
- [5] Cai Gui – xin, Cao Ya – chen, Yang Nan – chang, et al. Direct estimation of nitrogen gases emitted from flooded soils during denitrification of applied nitrogen[J]. *Pedosphere*, 1991, 1(3): 241 – 251.
- [6] Birgit W, Hutsch, Xiaozhi Wang, et al. Nitrous oxide emission as affected by changes in soil water content and nitrogen fertilizer[J]. *J Plant NutrSoil Sci*, 1999, 162: 607 – 613.
- [7] Mummey D L, Smith J L, Bluhm G. Assessment of alternative soil management practices on N₂O emissions from US agriculture[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1998, 70(1): 79 – 87.
- [8] RYDEN T C, LUND L J. Nitrous oxide evolution from irrigated land[J]. *J Environ Qual*, 1980, 9: 387 – 393.
- [9] 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. 13 – 195.
- [10] 梁东丽, 同延安, Ove Emterdy, 李生秀, 赵护兵, 马林英. 黄土性土壤剖面中 N₂O 排放的研究初报[J]. 土壤学报, 2002, 39(6): 802 – 809.
- [11] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科技出版社, 1992. 145 – 170.
- [12] Davidson E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1992, 56: 95 – 102.
- [13] Focht D D, Verstraete W. Biochemical ecology of nitrification and denitrification[A]. In: Alexander M ed. *Advances in Microbial ecology* [C]. New York: Plenum Press, 1977. 135 – 214.
- [14] Bock E, Koops H P, Harms H. Cell biology of nitrifying bacteria[A]. In: Prosser J I ed. *Nitrification*[C]. Oxford: IRL Press, 1986. 17 – 38.
- [15] 陈文新. 土壤环境微生物学[M]. 北京: 北京出版社, 1989. 133 – 151.
- [16] Knowles R. Denitrification[J]. *Microbiol Rev*, 1982, 46: 43 – 70.
- [17] 黄国宏, 陈冠雄, 韩冰. Oswald Van Cleemput. 土壤含水量与 N₂O 产生途径研究[J]. 应用生态学报, 1999, 10(1): 53 – 56.
- [18] 梁东丽, 同延安, Ove Emterdy, 马林英. 菜地不同施氮量下 N₂O 逸出量的研究[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2002, 30(2): 73 – 77.
- [19] Ryden J C, Lund L J, Letey J, et al. Direct measurement of denitrification loss from soils: II. Development and application of field methods[J]. *Soil Sci Soc Amer J*, 1979, 43: 110 – 119.