

# 菜地不同施氮量下 $N_2O$ 逸出量的研究\*

梁东丽<sup>1</sup>, 同延安<sup>1</sup>, Ove Emteryd<sup>2</sup>, 马林英<sup>1</sup>

(1 西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨陵 712100; 2 瑞典农业大学 森林生态系, 瑞典 宇默奥 90183)

[摘要] 用田间原位密闭气室法和乙炔抑制原状土柱培养法, 研究了蔬菜地不同施氮量下  $N_2O$  的逸出量。结果表明, 在一定施氮量范围内,  $N_2O$  通量随施肥量的增加而上升; 除最高施肥量 ( $N_{450}$ ) 外,  $N_2O$  占 ( $N_2 + N_2O$ ) 的比率随施肥量的增加而增加。在施肥水平低时, 氮素的损失以  $N_2$  为主, 当施肥量高于  $300 \text{ kg}/\text{hm}^2$  后, 则以  $N_2O$  为主。2 m 土体中  $\text{NO}_3\text{-N}$  分析结果表明, 试验结束时对照和  $N_{450}$  处理土壤剖面中有  $\text{NO}_3\text{-N}$  累积, 其余各个处理氮素都存在一定程度的损失, 其中损失量最大的是  $N_{150}$  处理, 与  $N_2O$  逸出量的趋势相一致。  $N_2O$  逸出量占肥料 N 总量的  $0.15\% \sim 0.66\%$ , 肥料逸出量占土壤  $N_2O$  总逸出量的  $39.0\% \sim 70.3\%$ , 且在施氮水平低于  $N_{300}$  以下时,  $N_2O$  逸出量有随施肥量增加而上升的趋势。

[关键词]  $N_2O$  逸出量; 氮肥施用量; 氮素损失

[中图分类号] S154.4 [文献标识码] A

[文章编号] 1000-2782(2002)02-0073-05

已有研究表明<sup>[1]</sup>, 陕西关中地区高产农田 0~400 cm 土层硝酸盐的累积量为  $540 \text{ kg}/\text{hm}^2$ , 一般农田达  $255 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ; 而 15 年以上的菜园土中达  $1365 \text{ kg}/\text{hm}^2$ , 为一般农田的 2~4 倍。再加上蔬菜地具有施肥量大、灌水多、有机肥施用量大的特点<sup>[2]</sup>, 所以蔬菜地土壤硝酸盐累积以及由此所造成的硝酸盐污染日益受到关注<sup>[3,4]</sup>。许多研究者已对蔬菜地  $\text{NO}_3\text{-N}$  的淋溶损失及其蔬菜本身的硝酸盐累积进行了系统研究<sup>[5,6]</sup>, 但有关蔬菜地反硝化气态损失, 国外的研究结果不一, 有试验报道高施肥量的灌溉菜地, 其每年反硝化损失氮量高达  $200 \text{ kg}/\text{hm}^2$ <sup>[7]</sup>, 也有研究表明, 蔬菜地反硝化氮损失量每年仅为  $1 \sim 12 \text{ kg}/\text{hm}^2$ <sup>[8]</sup>; 国内在此方面的研究目前尚未见报道。本研究就蔬菜地不同施氮量下反硝化产生的  $N_2O$  逸出量进行了探讨, 以模拟不同硝态氮累积量下蔬菜地的反硝化损失, 旨在为蔬菜地的氮素管理提供科学依据。

## 1 材料和方法

试验在原陕西省农业科学院蔬菜花卉研究所 30 年的老菜园地进行。供试土壤为塿土, 0~200 cm 土体土壤物理性粘粒高于  $230 \text{ g}/\text{kg}$ , 0~20 cm 土壤容重为  $1.2 \text{ g}/\text{cm}^3$ ; 土壤有机质  $17.62 \text{ g}/\text{kg}$ , 速效氮  $58.28 \text{ mg}/\text{kg}$ , 速效磷  $34.31 \text{ mg}/\text{kg}$ , 速效钾  $228.69$

$\text{mg}/\text{kg}$ 。前茬作物为大白菜, 2000-01~07 此地休闲。

### 1.1 田间试验和培养试验

1.1.1 田间试验 试验设对照 ( $N_0$ , 不施氮肥)、 $N_{75}$  (施氮量为  $75 \text{ kg}/\text{hm}^2$ )、 $N_{150}$  (施氮量为  $150 \text{ kg}/\text{hm}^2$ )、 $N_{300}$  (施氮量为  $300 \text{ kg}/\text{hm}^2$ )、 $N_{450}$  (施氮量为  $450 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) 5 个施肥处理, 随机区组排列, 重复 5 次, 小区面积为  $15 \text{ m}^2$ , 04-20 整地, 氮肥以硝酸钾的形式施入, 将肥料翻埋入地下 5~10 cm 深; 并于第 2 天灌溉, 此后每隔 3 d 或 7 d 用密闭气室法抽取气体样品, 每个处理各个重复有 1 个静态箱, 试验共持续 83 d, 测定  $N_2O$  逸出量 25 次。  $N_2O$  的通量用 Hutchins 和 Moiser 方程<sup>[9]</sup> 计算浓度随时间的变化, 以校正随气室中气体累积而引起土壤中  $N_2O$  浓度梯度的下降。

1.1.2 乙炔抑制原状土柱培养试验 用原状土柱乙炔抑制法对土层进行的培养试验, 包括试验开始前对 150 cm 土体不同土层的土壤 (10 cm 为 1 层) 以及试验结束时对各个处理 5~15 cm 各土层土壤分别进行的培养。方法是用培养罐中的不锈钢内筒和锤状取土器按剖面层次取高度为 10 cm, 直径为 7 cm 的原状土, 用刀子把内筒的下部削至与筒边缘齐, 迅速把内筒置于 PVC 外筒内, 并盖好带有橡皮圈密闭的盖子, 按培养的乙炔浓度为总体积的 5%

\* [收稿日期] 2001-04-20

[基金项目] 中国瑞典国际合作项目资助; 农业部重点科研计划项目 (95 农-03-01-03); 西北农林科技大学重点资助项目

[作者简介] 梁东丽 (1963-), 女, 陕西铜川人, 副研究员, 在读博士, 主要从事氮素营养和氮素损失的研究。

~ 10% 计,用 50 mL 的大型注射器注入乙炔气体,为了保证土体中央也完全被乙炔抑制,从顶盖中央的橡皮塞上插入一个钻有多个 2 mm 小孔的大型针头并与一个两通阀相连,用 2 mL 注射器从气阀注入 1 mL 乙炔气体,迅速关闭气阀。培养在田间取土样的田块进行,以确保培养温度和土壤温度变化相一致。在乙炔加入后第 3, 12, 24 h 分别抽取气体样品进行分析,24 h 后培养完毕,将各个土柱的土样在 105 °C 下 48 h 烘干称重。

### 1.2 气体样的采集和分析

田间试验取样时间为当天 8:00~9:00 和 14:00~15:00 2 次,用 2 mL 气密性注射器分别在气室密闭后的 0, 30 和 60 min 各取样 1 个。气体样品用 Varian 3800 气相色谱仪进行分析,检测器为含  $^{63}\text{Ni}$  的电子捕获器(ECD),柱子 porapak R 80/100,载气为高纯氮,气体流量为 10 mL/min;标准气为北京产 9.6 mL/L  $\text{N}_2\text{O}$ ,另外用瑞典产的浓度为 328  $\mu\text{L/L}$  的  $\text{N}_2\text{O}$  标准气体进行校正,样品用 99.999% 的高纯氮气稀释。

### 1.3 土壤样品的采集和分析

在试验前和试验结束时分别取 0~200 cm (20 cm 为 1 层)的土样进行土壤  $\text{NO}_3\text{-N}$  分析,方法是称

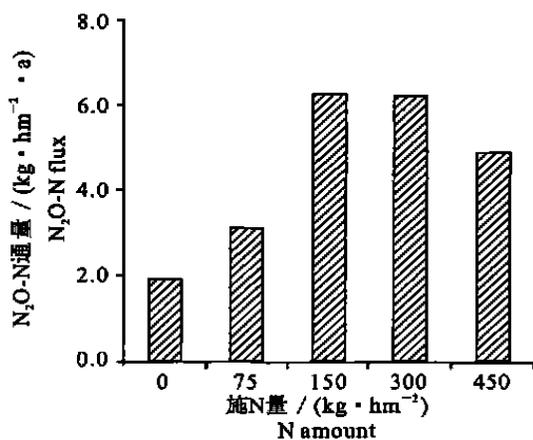


图1  $\text{N}_2\text{O}$  通量随施肥量的变化

Fig. 1  $\text{N}_2\text{O}$  flux changes with the N application rates

2.1.2 不同施肥处理  $\text{N}_2\text{O}$  通量随时间的变化 图 2 是试验期间各处理  $\text{N}_2\text{O}$  通量在施肥后随时间的变化情况。由图 2 可见,  $\text{N}_{150}$ 、 $\text{N}_{300}$  和  $\text{N}_{450}$  3 个处理  $\text{N}_2\text{O}$  变化趋势基本是一致的,除个别点的通量异常高外(伴随着水分变化),其余各个测定时间的结果相差不大,其  $\text{N}_2\text{O}$  通量的平均值为 6.304, 6.13 和 4.879  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。当施肥量为 150  $\text{kg}/\text{hm}^2$  时,

取混匀的新鲜土壤样品 10 g,加入 1 mol/L KCl 浸提液 50 mL,振荡 30 min,过滤,滤液在 Tector 5020 流动注射分析仪上测定  $\text{NO}_3\text{-N}$  含量。土壤有机质的测定采用  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  容量法,土壤速效氮为 KCl 浸提流动注射仪分析 ( $N_{\text{min}}$ ),土壤速效磷为 Olsen 法,土壤速效钾为 1 mol/L  $\text{NH}_4\text{AOC}$  火焰光度计测定法。

## 2 结果及分析

### 2.1 不同施氮量下 $\text{N}_2\text{O}$ 通量的变化

2.1.1 土壤表面  $\text{N}_2\text{O}$  逸出和施肥量的关系 由图 1 可见,在一定施肥量范围内,土壤表层  $\text{N}_2\text{O}$  的通量随施肥量的增加而增加,表现为  $\text{N}_{75}$  处理的  $\text{N}_2\text{O}$  通量比对照增加了 66.55%,而  $\text{N}_{150}$  处理的  $\text{N}_2\text{O}$  通量几乎分别是  $\text{N}_{75}$  处理和对照的 2.36 倍和 4 倍;但施肥量  $\text{N}_{150}$  和  $\text{N}_{300}$  的  $\text{N}_2\text{O}$  通量几乎相等;当施肥量达到 450  $\text{kg}/\text{hm}^2$  时,  $\text{N}_2\text{O}$  的通量反而下降。这是因为当施氮量较小时,土壤  $\text{NO}_3\text{-N}$  是土壤反硝化的限制因子,但当土壤的硝态氮含量达到一定值后,水分和碳源将会转换成土壤反硝化的限制因子,在这种状态下土壤氮的反硝化量与施肥量无关<sup>[10]</sup>,这与高浓度  $\text{NO}_3\text{-N}$  反而抑制反硝化作用的发生的研究结果相一致<sup>[11]</sup>。

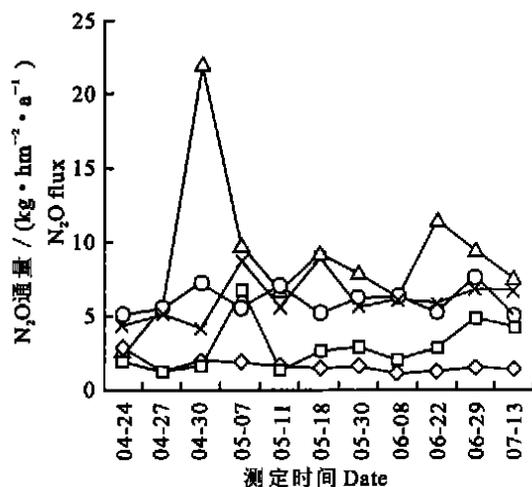


图2 不同施肥量下  $\text{N}_2\text{O}$  逸出量

Fig. 2  $\text{N}_2\text{O}$  emission at different N application amount

- - N<sub>0</sub>; - - N<sub>75</sub>; - - N<sub>150</sub>; \* - N<sub>300</sub>; - - N<sub>450</sub>

$\text{N}_2\text{O}$  通量基本达到最大值;  $\text{N}_{75}$  处理与对照相比  $\text{N}_2\text{O}$  通量略有增加,特别是在降水和灌溉后增加尤为显著,这是由于降水限制了土壤氧气的扩散而增加了土壤的反硝化潜势<sup>[12]</sup>。对照处理  $\text{N}_2\text{O}$  通量在试验过程中基本处于稳定水平,其通量是 0.42  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。

### 2.2 不同剖面层次 $\text{N}_2\text{O}$ 通量及 $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ 比率变化

2.2.1 不同剖面层次 N<sub>2</sub>O 通量的变化 试验前对供试土壤不同剖面层次的反硝化量用未扰动土柱乙炔抑制培养法进行了测定, 结果见图 3。由图 3 可见, N<sub>2</sub>O 通量的变化随土层深度的增加而减少, 以

10 cm 土层土壤为最高, 其通量为 1.70 μg/(h · g), 这与表层土壤连年耕作、根茬残留, 富含有机物质和硝态氮有关(数据未列出)。

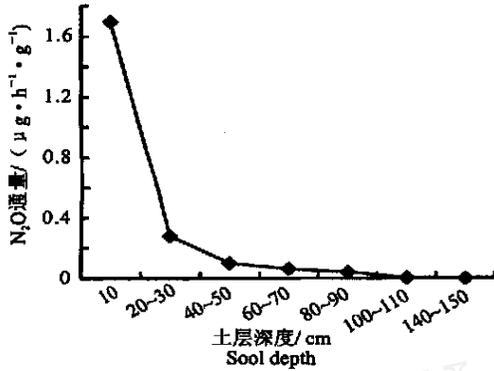


图 3 N<sub>2</sub>O 随土壤深度的变化

Fig 3 N<sub>2</sub>O flux in soil profile

2.2.2 不同施肥处理 N<sub>2</sub>O 和 N<sub>2</sub> 的量和比率 考虑到剖面表层土壤产生的 N<sub>2</sub>O 量大(图 3 结果), 再加上表层产生的 N<sub>2</sub>O 更易逸散到大气中, 因此在田

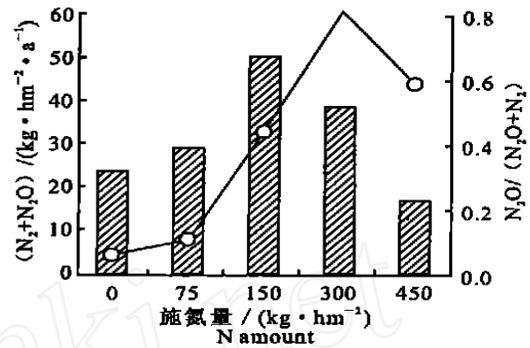


图 4 N<sub>2</sub>O 与气体损失总量的比

Fig 4 The ration of N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>+N<sub>2</sub>O) of different N amount

□ N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>; - - N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>)

间试验结束时, 取各个处理 5~ 15 cm 的原状土柱(从前面试验知该层是产生 N<sub>2</sub>O 通量最大的土层)用乙炔抑制原状土柱方法进行培养, 结果见表 1。

表 1 不同施肥处理 5~ 15 cm 原状土乙炔培养法培养结果

Table 1 N<sub>2</sub>O flux of soil with a depth of 5- 15 cm flux at different N rates by A I soil cores method

处理 Treatments	未处理的土柱 W without adding C soil cores				加碳处理的土柱 A adding C intact soil cores			
	加乙炔 A dding C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>		不加乙炔 W without C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>		加乙炔 A dding C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>		不加乙炔 W without C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	
	Q	F	Q	F	Q	F	Q	F
N <sub>0</sub>	99	0.08	34	0.03	23.4	19.25	2.3	1.90
N <sub>75</sub>	122	0.10	61	0.05	28.9	23.74	2.5	2.02
N <sub>150</sub>	171	0.14	90	0.07	50.2	41.22	22.4	18.39
N <sub>300</sub>	538	0.44	308	0.25	38.7	31.79	32.0	26.28
N <sub>450</sub>	217	0.18	138	0.11	16.9	13.85	10.1	8.33

注: Q 为一天中每克土释放的 N<sub>2</sub>O-N 的量, 单位是 g · d<sup>-1</sup> · g<sup>-1</sup>。F 为一年中每公顷土壤释放的 N<sub>2</sub>O-N 的公斤数, kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>; F 和 Q 均为 5 个土柱体的平均值。

Note: Q represents N<sub>2</sub>O-N flux for gram soil per day; F represents N<sub>2</sub>O-N flux per one hm<sup>2</sup> area per year; A I soil cores method is the method we used to do this experiment, that is acetylene inhibition intact soil core method

由表 1 可见, 无论是加乙炔处理或者是不加乙炔处理, 各施肥处理的 N<sub>2</sub>O 通量都较低, 但除 N<sub>450</sub> 外, N<sub>2</sub>O 量都有随施肥量的增加而增加的趋势, 加乙炔处理和不加乙炔处理之间无差别, 说明在现有的培养条件下, 土壤反硝化作用是 N<sub>2</sub>O 的主要来源<sup>[13]</sup>。为了搞清各个施肥处理与 N<sub>2</sub>O 通量的关系, 以及不同的施肥处理潜在的反硝化潜势, 作者将这些土柱分别从 4 个位置(以使得加入的溶液在土柱

中分布较为均匀)注入 10 mL 质量分数为 1 000 × 10<sup>-6</sup> 的葡萄糖溶液, 并在 1 d 后加入乙炔培养, 结果表明蔬菜地土壤在碳源充足, 水分条件适宜时易于产生反硝化损失, 值得指出的是, 这种损失不是随施肥量的增加而增加, 而是达到最大损失量后又呈随施肥量增加而下降的趋势, 这与密闭气室法测得的结果一致(图 1)。反硝化作用是酶调节过程, 底物浓度是生成量的函数, 当 NO<sub>3</sub>-N 质量浓度超过

20  $\mu\text{g}/\text{mL}$  时,反硝化作用遵从零级动力学方程,即反硝化量受有效碳量的影响而不是 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量;当 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量低时反应遵从一级反应方程<sup>[14]</sup>。除最高施肥量外, $\text{N}_2\text{O}$ 占 $\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$ 的比率随施肥量的增加而增加,在低施肥水平,氮素的损失以 $\text{N}_2$ 为主,而当施肥量高于 $300 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 后,则以 $\text{N}_2\text{O}$ 为主(见图4),反硝化产物的比率受 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度的影响, $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ 的比率随 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度的增加而增加,这是因为高浓度抑制了 $\text{N}_2\text{O}$ 转化为 $\text{N}_2$ <sup>[15]</sup>。这个结果有待于进一步的试验证实,因为土壤反硝化过程中 $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ 比率受许多因素的影响<sup>[16]</sup>。

### 2.3 不同施氮水平氮素的损失

试验是在休闲地上进行的,施用的氮肥是硝酸

钾,在这种情况下,如果不考虑微生物的生物固定,氮素的损失仅仅是 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的淋溶和反硝化气态损失。从试验结束时2m剖面土体 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的分析情况来看,在整个试验过程中, $\text{N}_0$ , $\text{N}_{75}$ 和 $\text{N}_{150}$ 3个处理0~60cm土体 $\text{NO}_3\text{-N}$ 分布基本相同,分别是167.5,148.7和233.1 $\text{ kg}/\text{hm}^2$ ,占2m土体 $\text{NO}_3\text{-N}$ 总量的54%,48%和64%; $\text{N}_{300}$ 和 $\text{N}_{450}$ 处理的0~60cm土体的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量为460.5和666.4 $\text{ kg}/\text{hm}^2$ ,分别占2m土体 $\text{NO}_3\text{-N}$ 总量的84%和75%,也就是说 $\text{NO}_3\text{-N}$ 在试验过程中的淋溶可以忽略不计,进一步说明试验阶段氮素的损失主要是反硝化作用产生的 $\text{N}_2\text{O}$ 气态损失。

表2 不同施肥处理2m土体氮素平衡计算

Table 2 Calculation of N losses at 2 m soil depth of different treatments

$\text{kg}/\text{hm}^2$

处理 Treatment	2 m 土体 $\text{NO}_3\text{-N}$ 量 $\text{NO}_3\text{-N}$ content in 2 m soil depth	施N量 Applied N amount	N损失量 N losses
$\text{N}_0$	312.8	298.0	-10.2
$\text{N}_{75}$	302.0	373.0	75.6
$\text{N}_{150}$	361.7	448.0	91.0
$\text{N}_{300}$	550.6	598.0	52.1
$\text{N}_{450}$	886.1	748.0	-133.4

试验前2m土体的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 总量为298.04 $\text{ kg}/\text{hm}^2$ ,可认为这是基础土壤的供氮能力,本地区来自于大气沉降中的氮按 $20 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 计,试验后2m土体氮素的损失见表2。由表2可见,对照和 $\text{N}_{450}$ 处理土壤剖面中有 $\text{NO}_3\text{-N}$ 累积,其余各个处理氮素都存在一定程度的损失,其中损失最大的是 $\text{N}_{150}$ 处理,这与图1土壤表面 $\text{N}_2\text{O}$ 通量的测定值结

果一致。

对各个处理测定期间的 $\text{N}_2\text{O}$ 通量和施肥量等进行比较(表3),肥料逸出量占总逸出量的39.8%~70.3%, $\text{N}_2\text{O}\text{-N}$ 损失占肥料总氮量的0.152%~0.655%,每 $\text{kg N}$ 肥逸出量和平均日肥料逸出量均以 $\text{N}_{150}$ 处理为最高,分别是80.9和12.1 $\text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ,这与前人的研究结果是一致的<sup>[17]</sup>。

表3 不同施肥量在测定期间 $\text{N}_2\text{O}\text{-N}$ 的损失量

Table 3  $\text{N}_2\text{O}\text{-N}$  losses during the test period of different N amounts in the vegetable field

施肥量/ ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) N amount	总量/ ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) Total emission	肥料量/ ( $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) Fertilizer emission	日肥料量/ ( $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) Daily emission	单位肥料量/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ) Emission per kg N	$\text{N}_2\text{O}\text{-N}$ 占 施肥量/% $\text{N}_2\text{O}\text{-N}/\text{N}$ amount	总量/对照 Total/CK	肥料量占 总量/% Fer/Total	年总量/ ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) Annual emission
$\text{N}_0$	0.416							1.876
$\text{N}_{75}$	0.691	0.275	3.4	45.3	0.367	1.661	39.8	3.114
$\text{N}_{150}$	1.399	0.983	12.1	80.9	0.655	3.363	70.3	6.304
$\text{N}_{300}$	1.389	0.973	12	40	0.324	3.339	70.1	6.26
$\text{N}_{450}$	1.101	0.685	8.5	18.8	0.152	2.646	70.1	4.959

## 3 小结

在一定的施氮量范围内, $\text{N}_2\text{O}$ 通量的变化随施肥量的增加而上升,除最高施肥量外, $\text{N}_2\text{O}$ 占 $\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$ 的比率随施肥量的增加而增加,在低施肥水

平,氮素的损失以 $\text{N}_2$ 为主,而当施肥量高于 $300 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 后,则以 $\text{N}_2\text{O}$ 为主。2m土体 $\text{NO}_3\text{-N}$ 分析结果表明,对照和 $\text{N}_{450}$ 处理土壤剖面中有 $\text{NO}_3\text{-N}$ 累积,其余各个处理氮素都存在一定程度的损失,其中损失最多的是 $\text{N}_{150}$ 处理,这与 $\text{N}_2\text{O}$ 通量测得的结

果是一致的。逸出占土壤  $N_2O$  总逸出量的 39% ~ 70.3%, 占肥料 N 肥总量的 0.152% ~ 0.655%, 且在低施氮水平时 ( $N_{300}$  以下), 有  $N_2O$  逸出随施肥量增加而上升的趋势。

### [参考文献]

- [1] 吕殿青, 杨学云, 张航, 等. 陕西塬土中硝态氮运移特点及影响因素[J]. 植物营养与肥料学报, 1996, 2(4): 289- 296
- [2] 李建明, 邹志荣, 王晓燕. 蔬菜节水灌溉指标的研究现状及存在的问题[J]. 干旱地区农业研究, 2000, 18(2): 118- 122
- [3] 张维理, 田哲旭, 张宁, 等. 我国北方农用氮肥造成地下水硝酸盐污染的调查[J]. 植物营养与肥料学报, 1995, 1(2): 80- 87.
- [4] 程季珍, 亢青选, 张春霞. 蔬菜平衡施肥技术研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1997, 3(4): 372- 375
- [5] 高小杰. 南京市郊主要蔬菜硝酸盐污染现状评价[J]. 农村生态与环境, 1997, 13(1): 59- 61.
- [6] 吴多三. 蔬菜品质与施肥[J]. 北京农业科学, 1997, 15(1): 27- 30
- [7] Ryden J C, Lund L J. Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated vegetable crop production units[J]. Soil Sci Soc Am J, 1980, 46: 289- 296
- [8] Bertelsen F, Jensen E S. Gaseous nitrogen losses from field plots grown with pea or spring barley estimated by  $^{15}N$  mass balance and acetylene inhibition techniques[J]. Plant Soil, 1992, 142: 287- 295.
- [9] Hutchinson G L, Moiser A R. Improved soil covers method for field measurement of nitrous oxide flux[J]. Soil Sci Soc Am J, 1981, 45: 311- 316
- [10] Paul E A, Clark F E. Reduction and transport of nitrate [A]. Soil Microbiology and Biochemistry[C]. New York: Academic Press, 1989. 147- 159.
- [11] William H, Schlesinger. The global cycle of nitrogen and phosphorus[A]. Biogeochemistry: an analysis as global change[C]. New York: Academic Press, 1991. 322- 335.
- [12] Aulakh M S, Doran J W, Mosier A R. Soil Denitrification: Significance, Measurement, and Effects of Management[J]. Advanced in Soil Science, 1992, 18: 1- 56
- [13] Weier K L, Doran J W, Power J F, et al. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate[J]. Soil Sci Soc Am J, 1993, 57: 66- 72
- [14] Vintner F P. Total denitrification and the ratio between  $N_2O$  and  $N_2$  during the growth of spring barley[J]. Plant Soil, 1984, 76: 227- 232
- [15] Granli T, Bockman O C. Nitrous oxide from agriculture[J]. Norwegian Journal of Agricultural Sciences, 1994, 12: 120- 128
- [16] Eichner M J. Nitrous oxide emission from fertilized soils: summary of available data[J]. J Environ Qual, 1990, 19: 272- 280
- [17] Clayton H, Metagart I P, Parker J, et al. Nitrous oxide emission from fertilized grassland: A 2-year study of the effects of N fertilizer form and environmental conditions[J]. Biol Fertil Soils, 1997, 25: 252- 260

## $N_2O$ losses from vegetable field of applying different amounts of $NO_3^-N$

LIANG Dong-li<sup>1</sup>, TONG Yan-an<sup>1</sup>, OVE Emteryd<sup>2</sup>, MA Lin-ying<sup>1</sup>

(<sup>1</sup> College of Resources and Environment, North West Sci-Tech University of Agriculture and Forestry, Yangling, Shaanxi 712100, China;

<sup>2</sup> Swedish Agriculture University, Umea, Sweden 90183)

**Abstract:** By using incubated chamber method and  $C_2H_2$  inhibition intact soil cores method, the field experiment and lab incubation test were carried out on the fallow vegetable field after applying different amount  $NO_3^-N$  to study  $N_2O$  losses. The results show that  $N_2O$  flux increases with the increase of applying  $NO_3^-N$  amount except for the treatment  $N_{450}$ , the ratio  $N_2O/(N_2O + N_2)$  also has the same tendency. At the lower  $NO_3^-N$  rates, gaseous nitrogen losses will be  $N_2$ . Whereas for the higher  $NO_3^-N$  amount, the losses will be  $N_2O$ . The highest N losses will take place at  $N_{150}$  level. Both the field results and calculation of  $NO_3^-N$  losses from 2m soil profile have the similar conclusion.  $N_2O$  emission amount is only about 0.152% - 0.655% of total applied N, and the emission from fertilizer is about 39.0% - 70.3% of total soil emission. The natural  $N_2O$  emission of test soil is 1.876 kg/( $hm^2 \cdot a$ ).

**Key words:**  $N_2O$  flux; N application amount; N losses