

滇池流域集约化西芹地的 N₂O 排放

卢昌艾¹, 孔令明², 胡万里², 夏体渊², 段宗颜²

(1. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 农业部植物营养与养分循环重点实验室, 北京 100081; 2. 云南省农业科学院农业环境资源研究所, 云南 昆明 650205)

摘 要:集约化菜田的土壤养分和水热条件适合土壤的硝化反硝化作用,而我国集约化菜田 N₂O 排放的研究少见报道。本文采用密闭式箱法,在滇池流域旱季(95 d)和雨季(99 d)开展了 2 个生长周期内西芹地 N₂O 排放的监测研究,结果表明,在集约化菜田土壤氮素养分含量较高的情况下,(1)N₂O 排放的日变化规律受温度的影响较为明显,中午时段 N₂O 排放速率最高,凌晨时段最低;(2)N₂O 排放的季节性变化规律是在种植后不久,出现 1 个小的 N₂O 排放高峰外,随后 CK 处理(裸地)的 N₂O 排放速率维持在一定的水平,而种植作物的不施肥(NF)、推荐施肥(LF)和习惯施肥(HF)处理受西芹的生长及频繁氮肥追施的影响,中后期 N₂O 排放速率有所升高;(3)在中后期,不施用氮肥的 NF 处理较 CK 的 N₂O 排放速率高;旱季与雨季,CK 处理 N₂O 排放量分别为 2.79 和 2.66 kgN₂O-N·hm⁻²;NF 处理分别为 3.07 和 3.67 kgN₂O-N·hm⁻²,远高于粮田 1.0 kgN₂O-N·hm⁻²·a⁻¹ 的 N₂O 背景排放量;(4)LF 处理旱季与雨季为 5.25 和 6.66 kgN₂O-N·hm⁻²,其损失率分别为 1.17%和 1.48%;HF 处理旱季和雨季 N₂O 排放量分别为 9.35 和 12.12 kgN₂O-N,其损失率分别为 0.78%和 1.01%,说明氮肥施用量较高时,土壤-作物系统的 N₂O-N 损失量也较高,但是 N₂O-N 损失率并不随施氮量的升高而升高。

关键词:滇池流域;集约化菜田;N₂O 排放速率;N₂O-N 损失率

中图分类号:X511 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)05-1870-06

N₂O Emission from Intensive Celery Field of Dianchi Watershed

LU Chang-ai¹, KONG Ling-ming², HU Wan-li², XIA Ti-yuan², DUAN Zong-yan²

(1. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Key Laboratory of Plant Nutrition and Nutrient Cycling, CAAS, Beijing 100081, China; 2. Institute of Agricultural Environment and Resource, Yunnan Academy of Agricultural Sciences, Kunming 650205, China)

Abstract: Soil nitrification and de-nitrification easily occur under the soil conditions of intensive vegetable field. However, the research of soil N₂O emissions from intensive vegetable field in China was rare reported. Using an enclosed chamber method, the N₂O flux from celery field was in situ measured in Dianchi watershed during a dry season (95 days) and a rainy season (99 days). The result indicated: (1) The maximum N₂O flux appeared at noon and the minimum appeared before dawn, suggesting that the diurnal variation of N₂O flux might be related to soil temperature. (2) In the celery growth stage, there was a small N₂O flux peak just after celery planting. Afterwards, N₂O flux of CK treatment (bare land) maintained a certain level, but the N₂O fluxes of NF (0 kgN·hm⁻²), LF (450 kgN·hm⁻²) and HF (1 200 kgN·hm⁻²) treatments planted celery increased gradually with the growth of celery or with the frequent N fertilizer application. (3) The N₂O flux of NF treatment was higher than CK treatment in the mid and late period of celery growth stage. In dry and rainy seasons, the N₂O emission of NF treatment was up to 3.07 and 3.67 kgN₂O-N·hm⁻², respectively, which were greatly higher than 1.0 kg N₂O-N·hm⁻²·a⁻¹ of N₂O-N background emission level of grain field. (4) In the dry and rainy seasons, the N₂O emission of LF treatment were 5.25 and 6.66 kgN₂O-N·hm⁻², which accounted for about 1.17% and 1.48% of applied fertilizer-N, respectively. The N₂O emission of HF treatment were 9.35 and 12.12 kgN₂O-N·hm⁻², which was about 0.78% and 1.01% of applied fertilizer-N, respectively. The N₂O-N emission in the celery growth stage increased with the increasing N fertilizer application rate, but the loss rate of N₂O-N emission in the total N fertilizer rate did not increase.

Keywords: Dianchi watershed; intensive vegetable field; N₂O flux; N₂O-N loss rate

收稿日期: 2007-09-18

基金项目: “973”项目“典型区域减肥增效与农田可持续利用途径与模式”(2007CB109308)

作者简介: 卢昌艾(1968—),男,安徽庐江人,博士,主要从事土壤生态环境与生态过程的研究。E-mail: calu@caas.ac.cn

通讯作者: 孔令明 E-mail: Lingmingkong123@163.com

N₂O 是一种重要的温室气体,其单分子增温潜势是 CO₂ 的 280 倍左右^[1]。自 1750 年以来,大气中 N₂O 浓度增加了 17%,并仍在以每年 0.25% 的速率持续增加^[2],全球 N₂O 的温室效应贡献达到 5%~7%^[3]。大气中 N₂O 浓度的增加主要是生物和人为活动影响的结果,每年农业土壤排放的 N₂O-N 约为 3.3(0.6~14.8) Tg·a⁻¹ 直接进入大气,占人为源年排放量的 46%^[4]。

IPCC(Intergovernmental Panel on Climate Change) 推荐将化肥 N 乘以系数 (1.25±1)% 以估算农田 N₂O 的直接排放^[5],该参数主要是通过水稻、小麦、玉米等粮食作物的试验获得的,而集约化蔬菜地的 N₂O 排放参数则较少。我国农业生态系统 N₂O 排放的研究也集中于粮田作物上^[6-7],蔬菜地的土壤氮素含量高、氮肥用量大、土壤含水量适宜硝化反硝化作用,2004 年我国蔬菜种植面积已占到作物播种面积的 10% 左右,蔬菜地 N₂O 排放源功能可能十分明显,但是其 N₂O 排放的研究则开展得较少。

本文在滇池流域集约化菜地,采用封闭式箱法,测定了西芹地的 N₂O 排放速率,探讨了 N₂O-N 的损失率(N₂O-N 损失量/施 N 量的比值),初步估算了裸地(CK)及不同氮肥用量处理的集约化菜地 N₂O 排放参数。

1 材料与方法

近年来,滇池流域蔬菜的种植面积越来越大,成为当地农业结构调整的主要发展方向。西芹是该地区一年四季的主栽品种。本研究在西芹两个生长周期(旱季 3 月 2 日~6 月 10 日,雨季 7 月 5 日~10 月 10 日),监测了土壤-西芹系统的 N₂O 排放速率。

1.1 供试地点与材料

西芹品种为美国 P.S.公司的百利西芹。两块试验地的土壤养分状况和土壤质地状况见表 1。

表 1 试验地表层土壤(0~20 cm)氮磷养分状况							
Table 1 The N and P nutrient status of surface soil (0~20 cm)							
生育期	有机质/ g·kg ⁻¹	全氮/ gN·kg ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N/ mgN·kg ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N/ mgN·kg ⁻¹	速效磷/ mgP·kg ⁻¹	pH	质地
旱季	30.9	2.12	51.4	124.7	353.3	7.12	粘壤土
雨季	29.0	1.73	86.2	52.5	169.7	6.86	砂壤土

试验处理 4 个,分别为裸地不施肥(CK)、西芹不施肥(NF)、西芹推荐施肥(LF)、西芹习惯施肥(HF)。LF 与 HF 的氮肥用量分别为 450、1 200 kgN·hm⁻²,各处理的磷肥、钾肥及微肥用量保持一致。追肥时期与

基追比例参考当地施肥习惯,氮肥基追比为 1:9,4 次追 N 量按照 0.5:1:2:1.5 比例进行,旱季于移栽后 13、30、61(立心期)、83 d(肥大充实期)追施,雨季于播种后 15、36、64、88 d 追施,基施氮肥为复合肥,追施氮肥为尿素。旱季与雨季大棚均有遮盖,雨水难以进入大棚,农民会根据土壤墒情决定何时灌溉,通常情况下每 7 d 灌溉一次。旱季西芹移栽种植,雨季点播种植。其他田间管理措施按照当地习惯进行。重复 2 次,小区田间随机排列,小区面积 9 m×1.8 m。

1.2 N₂O 排放速率的原位测定

采用封闭式箱法原位测定西芹地的 N₂O 排放速率,密闭室为长×宽×高为 60 m×60 m×100 cm 的透明有机玻璃箱,下部用铝板制作带槽的底座,埋入土壤 10 cm,测定时将有机玻璃箱放在底座上,用水密封底座与有机玻璃箱^[7]。每次采集好样品后,将有机玻璃箱移开,以避免长时间的罩盖对作物生长的影响。西芹生长季节,N₂O 气体样品采集频率约 10 d 一次,每次采样于上午 9:00~9:30 点进行(日变化模拟试验表明,该时段的 N₂O 排放速率接近日平均排放速率)。采样持续时间 0.5 h。日变化每 4 h 测定 1 次,一天采集 6 次。

气体样品中的 N₂O 浓度用带反吹装置的岛津 GC-14A 气相色谱仪测定,检测器为电子捕获检测器(ECD),柱内填充料为 Porapak Q,载气是高纯氮,载气流速是 60 mL·min⁻¹。检测器温度 300 ℃,柱温 60 ℃,进样口温度 100 ℃。标准 N₂O 气体由国家标准物质研究中心提供,并用澳大利亚 CSIRO 大气所赠送的标准气体校验^[7]。

1.3 土样测定方法

土壤含水量、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、10 cm 处土壤温度等采用常规分析测试方法^[8]。

2 结果与讨论

2.1 N₂O 排放的日变化规律

在西芹旱季与雨季的 2 个生长周期过程中,每个生育期测定了 3 次西芹地 N₂O 排放速率的日变化。4 个处理 N₂O 的日变化主要是中午至下午这段时间的排放速率较高,夜晚时段的较低(见图 1)。中午时段(13:00~13:30)HF 处理的达到 520~860 μg N₂O-N·m⁻²·h⁻¹,LF 处理的达到 325~376 μg N₂O-N·m⁻²·h⁻¹;凌晨时段(5:00~5:30)的较低,HF 处理的为 269~374 N₂O-N·m⁻²·h⁻¹,LF 处理的为 147~232 μg N₂O-N·m⁻²·h⁻¹。

这主要原因是测定 N₂O 排放速率日变化时,一天

时间内影响土壤硝化反硝化作用的土壤速效氮(NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N)含量、土壤含水量与 pH 值 3 种主要影响因子^[9]差异不大,但土壤温度差异较大,土壤温度成为影响土壤-植物系统的 N₂O 排放速率的主要因素^[9,10]。从 2 次日变化试验结果可以看出,试验中午时段(13:00~13:30)土壤温度达到 24.0~27.5 ℃,是土壤硝化和反硝化作用最为适宜的温度;凌晨时段(5:00~5:30)土壤温度为 11~13 ℃,低于土壤硝化反硝化作用的最适温度,N₂O 排放速率相对较低(图 1)。该结论与郑循华等华东小麦田 N₂O 排放通量相一致,其研究表明,N₂O 排放通量发生的频率随表层土壤日平均温度的变化呈正态分布,67%的 N₂O 排放量都集中在 15~25 ℃范围,>25 ℃和<15 ℃时的排放量仅分别占 17%和 16%^[11]。母国宏等黄土性小麦田 N₂O 排放特征也表明,气温在 21.2~28.3 ℃之间,适宜的温度有利于硝化-反硝化作用,土壤 N₂O 排放速率较高,达到 19.74~70.15 μgN₂O-N·m⁻²·h⁻¹^[12]。

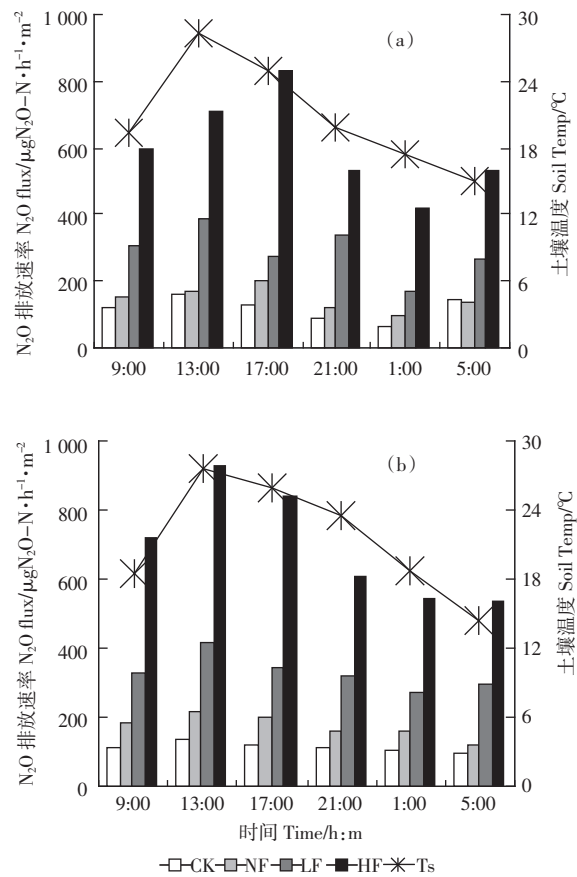


图 1 西芹地 N₂O 排放速率的日变化规律
(a 图为 4 月 27 日,b 图为 8 月 20 日)
Figure 1 Diurnal variation of N₂O flux in celery field
(a on Apr.27th, b on Aug.20th)

2.2 N₂O 排放的季节性变化规律
2.2.1 西芹生育期 N₂O 排放的季节性变化规律
旱季和雨季 4 个处理在种植后不久,均出现 1 个小的 N₂O 排放高峰。其后 CK 处理的 N₂O 排放速率有所降低,旱季在 79.7~130.2 μg N₂O-N·m⁻²·h⁻¹ 范围内波动,雨季介于 81.6~126.5 μgN₂O-N·m⁻²·h⁻¹ 之间;NF 处理在中后期(约种植后 1 个月)N₂O 排放速率达到一定值时,呈现上下波动的趋势,其中后期西芹地 N₂O 平均排放速率旱季为 133.6 μg N₂O-N·m⁻²·h⁻¹,雨季为 154.3 μg N₂O-N·m⁻²·h⁻¹(图 2)。

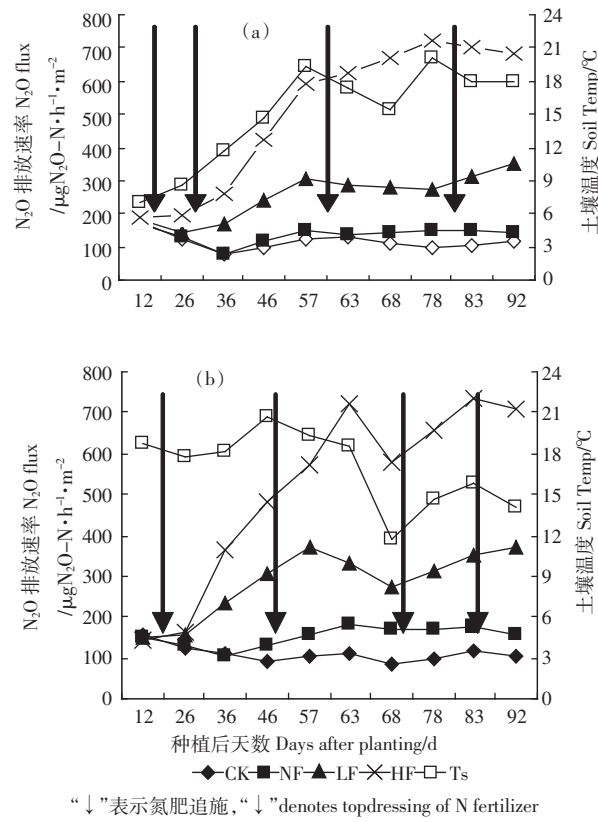


图 2 西芹地 N₂O 排放速率的季节变化规律
(a 图为旱季,b 图为雨季)
Figure 2 Seasonal variation of N₂O flux in celery field
(a: dry season, b: rainy season)

LF 和 HF 处理在种植后不久也呈现出一个小的 N₂O 排放峰,但 N₂O 排放速率维持较高水平出现在中后期(约种植后 1 个月)。LF 处理在第 2 次追肥后,旱季与雨季的 N₂O 排放速率就维持一定区间内波动。该处理旱季平均 N₂O 排放速率为 276.8 μg N₂O-N·m⁻²·h⁻¹,雨季为 318.9 μg N₂O-N·m⁻²·h⁻¹(图 2)。旱季 HF 处理在第 1 次至第 3 次追肥后,雨季在第 1 次至第 2 次追

肥后,该处理 N_2O 排放速率均有所增加,随后在一定范围内变动。整个生长期,旱季 N_2O 平均排放速率为 $506.4 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, 雨季为 $511.4 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ (图 2)。

张玉铭等(2001)在河北栾城监测了玉米生育期的 N_2O 排放速率,不施肥 CK 处理的平均 N_2O 排放速率为 $169.7 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,施氮量为 $300 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 处理为 $372.7 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。无论是 CK 处理还是施氮量与本试验相近的 LF 处理,其平均 N_2O 排放速率均高于本试验的结果,这可能与河北玉米生长季节的气温比滇池流域高约 10°C 有关。

2.2.2 干湿效应、种植作物与氮肥施用对 N_2O 排放速率的影响

雨季与旱季西芹播种前, N_2O 均有一个小的排放高峰,可能是由于土壤的“干湿效应”引起的。西芹播种前,土壤经过了 7~10 d 的翻晒,表层土壤晒干后,土壤速效氮含量迅速提高;待整平、浇水、种植西芹后,土壤的“干湿效应”过程中^[13],土壤反硝化与硝化作用强烈,造成西芹地早期 N_2O 排放速率较高。随后,西芹地浇水频率约为 $5\sim 8 \text{ d}\cdot\text{次}^{-1}$, $0\sim 20 \text{ cm}$ 土壤的湿度保持在 $21\%\sim 28\%$ 范围内,“干湿效应”不太明显,表层土壤的速效氮维持在一定水平。

NF 处理与 CK 处理中后期 N_2O 排放速率差异的主要原因,可能是中后期西芹根系分泌物为根际微生物提供营养和能源。Kuikman 等研究结果表明微生物偏嗜于利用根系分泌物的有机碳,而对土壤中原有有机质的分解作用降低^[14]。因此,种植西芹的处理,中后期根系分泌物增多,表层土壤的可溶性碳含量增加,提供了更多的土壤硝化细菌和反硝化细菌的底物,促进了土壤硝化作用和反硝化作用^[15],增加了土壤 N_2O 的排放;也有可能是西芹植株本身排放 N_2O 有关^[16],随着西芹的生长,西芹植株排放 N_2O 也有可能造成西芹地中后期土壤-植物系统 N_2O 排放速率的升高。

从 NF、LF 和 HF 3 个处理西芹地的 N_2O 排放速率来看,随着氮肥用量的增加,西芹地的 N_2O 排放速率也随着升高(见表 2),尤其是中后期氮肥追施较为集中,使得 LF 和 HF 处理的 N_2O 排放速率维持在较高的水平上。西芹移栽期或苗期,为避免速效氮肥(如尿素、碳铵等)对移栽苗或出苗的影响,氮素肥料用量少,甚至不施,前期施肥主要是施用磷钾含量高的复合肥,其溶解作用很慢;中后期西芹追肥 4 次,分别相当于西芹整个生育期施氮量的 9%、18%、36%、27%,

中后期的氮肥用量大,且施用较为集中。在中后期大部分时段内,土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量为 $\text{HF}>\text{LF}>\text{NF}$,NF 处理在中后期的某些时段表层土壤 NO_3^--N 含量低于 CK 处理,这可能是西芹吸收所致(图 3)。因此,中后期的氮肥追施,使得土壤的 NH_4^+-N 或 NO_3^--N 含量较大,是造成 HF 和 LF 处理西芹地中后期 N_2O 排放速率升高的主要原因。

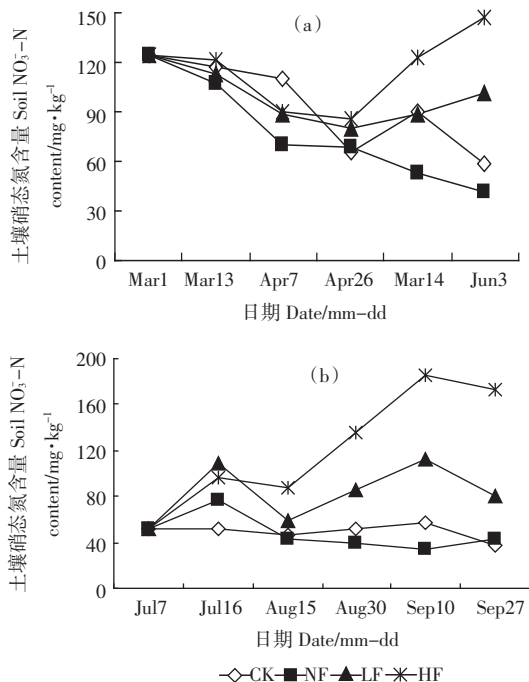


图 3 西芹地 0~20 cm 表层土壤硝态氮含量
(a 图为旱季, b 图为雨季)

Figure 3 Content of nitrate in 0~20 cm surface soil of celery field
(a: dry season, b: rainy season)

2.3 西芹地的 N_2O 排放量及损失率

由表 2 可知,旱季(95 d)和雨季(99 d)裸地 CK 的 N_2O 排放量为 2.79 和 $2.66 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$,NF 处理为 3.07 和 $3.67 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。这两个处理单季 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放量远高于 Bouwman 推荐的全球农田(数据来源主要是粮田) N_2O 背景排放量 $1.0 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[15],说明集约化菜地土壤全 N 和土壤有机质含量较高的情况下,其 N_2O 背景排放量远高于粮田。

LF 处理在旱季和雨季的 N_2O 排放量为 5.25 和 $6.66 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{hm}^{-2}$,分别占当季施氮量(损失率)的 1.17% 和 1.48% ,如果扣除裸地土壤的 N_2O 背景排放量,LF 处理在旱季和雨季的 N_2O 损失率分别为 0.79% 和 0.92% ,低于 Bouwman 推荐的 1.25% 氮肥排放系数^[5]。

HF 处理施氮量很高,在旱季和雨季的 N₂O 排放量为 9.35 和 12.12 kg N₂O-N·hm⁻², 损失率分别为 0.78%和 1.01%,其 N₂O 损失率低于 LF 处理,说明氮肥施用量较高(1 200 kgN·hm⁻²)时,土壤-作物系统的 N₂O-N 损失量也较高,但是 N₂O-N 损失率并不随施氮量的升高而升高。其原因可能是土壤硝化反硝化作用强度除了与土壤速效氮含量直接相关外,还与土壤微生物可利用碳含量直接相关。有研究表明,有机质活性程度是 N₂O 形成的限制因子,施用绿肥与施用无机肥相比,可导致更多的 N₂O 产生^[17];加入葡萄糖能增加 N₂O 排放,这是由于葡萄糖的加入为土壤微生物还原 NO₃⁻提供了碳源^[18]。土壤中的有机碳,尤其是水溶性碳或可矿化碳含量与 N₂O 生成量呈正相关^[19]。旱季与雨季西芹地的土壤全氮含量分别达到 2.12、1.73 gN·kg⁻¹,土壤氮素较为充足,菜地土壤及作物根系代谢物不能提供充足的微生物土壤可利用水溶性碳或可矿化碳,这样微生物可利用碳含量相对较低,可能在一定程度上限制了土壤的硝化反硝化作用强度,使得 HF 处理的 N₂O-N 排放量并没有随氮素用量的增加成倍增加;此外,HF 处理尽管施氮量很高,但是菜地土壤本身的氮素含量较高,使得 LF 处理的 N₂O 排放量相对较高,这也缩小了 HF 和 LF 处理 N₂O-N 排放量的差异,使得 N₂O-N 损失率并不随施氮量的升高而升高。

表 2 旱季与雨季西芹生育期的 N₂O 排放量
Table 2 N₂O emission of celery field in dry and rainy seasons

处理	平均排放速率/ μg N ₂ O-N·m ⁻² ·h ⁻¹		旱季		雨季	
	旱季	雨季	排放量/ kgN ₂ O-N·hm ⁻²	%肥料 N/%	排放量/ kgN ₂ O-N·hm ⁻²	%肥料 N/%
CK	122.2	111.8	2.79	—	2.66	—
NF	134.8	154.6	3.07	—	3.67	—
LF	230.4	280.2	5.25	1.17	6.66	1.48
HF	410.2	509.9	9.35	0.78	12.12	1.01

3 结论

西芹地不同处理的 N₂O 排放速率均呈现出明显的日变化规律,其日变化规律与土壤温度的日变化规律非常相似,中午时段 N₂O 排放速率最高,凌晨时段最低。

N₂O 排放的季节性变化规律是在种植后不久,出现 1 个小的 N₂O 排放高峰外,随后 CK 处理的 N₂O 排放速率在一定范围内波动;受西芹生长的影响,中后期 NF 处理 N₂O 排放速率有所升高;LF 和 HF 处理受

西芹的生长和频繁氮肥追施的影响,N₂O 排放速率逐渐升高。

在不施用氮肥的情况下,中后期种植作物的 NF 处理较裸地 CK 的 N₂O 排放速率高,CK 处理旱季与雨季 N₂O 排放量分别为 2.79 和 2.66 kg N₂O-N·hm⁻²;NF 处理旱季与雨季分别为 3.07 和 3.67 kg N₂O-N·hm⁻²,远高于粮田 1.0 kgN₂O-N·hm⁻²·a⁻¹ 的 N₂O 背景排放量。

LF 处理旱季与雨季为 5.25 和 6.66 kg N₂O-N·hm⁻²,其损失率分别为 1.17%和 1.48%;HF 处理旱季和雨季 N₂O 排放量分别为 9.35 和 12.12 kg N₂O-N·hm⁻²,其损失率分别为 0.78%和 1.01%。说明氮肥施用量较高时,土壤-作物系统的 N₂O-N 损失量也较高,但是 N₂O-N 损失率并不随施氮量的升高而升高。

参考文献:

[1] Houghton J T, et al. The science of climate change[M]. New York : Cambridge Univ, 1995.

[2] IPCC. Climate change 2001 :The science basis[M]. Cambridge:Cambridge University Press. 2001. 152-166.

[3] Granli T, Bockman O C. Nitrous oxide from agriculture[J]. *Norwegian J Agric Sci Suppl*, 1994, 12: 128.

[4] Mosier A R, Kroeze C. A new approach to estimate emissions of nitrous oxide from agriculture and its implications for the global N₂O budget. *Global Change News Letter*, No. 34. Sweden:IGBP. 1998.

[5] Bouwman A F. Factors regulating nitrous oxide and nitric oxide emission [C]//Bouwman A F , Boumans L J M , Batjes N H eds. *Global Estimates of Gaseous Emissions of NH₃, NO and N₂O from Agricultural Land*. Rome, Italy: FAO and IFA. 2001. 11-16.

[6] 张玉铭,董文旭,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, 8(4): 70-72.

ZHANG Yu-ming, DONG Wen-xu, et al. Dynamic of de-nitrification rate and N₂O flux in maize field[J]. *Chinese J of Eco-Agriculture*, 2001, 8(4): 70-72.

[7] 于克伟,黄 斌. 田间大豆植株 N₂O 通量的测定及光强的影响[J]. *应用生态学报*, 1997, 8(2): 171-176.

YU Ke-wei, HUANG Bin. Field measurement of N₂O flux from soybean and effect of light on it[J]. *Chinese J of Applied Ecology*, 1997, 8(2): 171-176.

[8] 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. 125-133.

LU Ru-kun. Analytical techniques of soil agricultural chemistry[M]. Chinese Agricultural Sci & Tech Press, Beijing, 2000. 125-133.

[9] 范晓晖,朱兆良. 旱地土壤中的硝化-反硝化作用[J]. *土壤通报*, 2002, 33(5): 385-391.

FAN Xiao-hui, ZHU Zhao-liang. Nitrification and de-nitrification in upland soils[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(5): 385-391.

[10] 杨兰芳,蔡祖聪. 施氮和玉米生长对土壤氧化亚氮排放的影响[J].

应用生态学报, 2005, 16(1):100-104.

YANG Lan-fang, CAI Zu-cong. Effects of N application and maize growth on N_2O emission from soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(1):100-104.

- [11] 郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 温度对农田 N_2O 产生与排放的影响[J]. 环境科学, 1997, 18(5):1-5.

ZHENG Xun-hua, WANG Ming-xing, WANG Yao-si, et al. Impacts of temperature on N_2O production and emission [J]. *Environmental Science*, 1997, 18(5):1-5.

- [12] 母国宏, 白红英, 刘连杰. 水热条件对黄土性小麦田 N_2O 排放特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(4):1561-1567.

MU Guo-hong, BAI Hong-ying, LIU Lian-jie. Effects of water and temperature on N_2O emission from loess soil grown wheat [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(4):1561-1567.

- [13] 张山泉, 陈 川, 庄 春. 土壤质地和耕作方式对于土效应的影响[J]. 耕作与栽培, 2002, 5:42-44.

ZHANG Shan-quan, CHEN Chuan, ZHUANG Chun. Impact of soil texture and tillage on soil drying and wetting effect[J]. *Tillage and Cultivation*, 2002, 5:42-44.

- [14] Kuikman P J, Jansen A G, Van Veen J A. ^{15}N -nitrogen mineralization from bacteria by protozan grazing at different soil moisture regimes[J]. *Soil Biol Biochem*, 1991, 32(2):193-200.

- [15] 熊明彪, 何建平, 宋光煜. 根分泌物对根际微生物生态分布的影响[J]. 土壤通报, 2002, 33(2):145-148.

XIONG Ming-biao, HE Jian-ping, SONG Guang-yu. Effect of root exudations on ecological distribution of rhizospheric microorganisms [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(2):145-148.

- [16] 陈冠雄, 等. 植物释放氧化亚氮的研究[J]. 应用生态学报, 1990, 1(1), 94-96.

CHEN Guan-xiong, et al. Investigation on the emission of nitrous oxide by plant[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1990, 1(1):94-96.

- [17] 焦 燕, 黄 耀. 影响农田氧化亚氮排放过程的土壤因素 [J]. 气候与环境研究, 2003, 8(4):457-466.

JIAO Yan, HUANG Yao. Influence of soil properties on N_2O emissions from farmland [J]. *Climatic and Environmental research*, 2003, 8(4):457-466.

- [18] 黄国宏, 陈冠雄, 韩 冰, 等. 土壤含水量与 N_2O 产生途径研究[J]. 应用生态学报, 1999, 10(1):53-56.

HUANG Guohong, CHEN Guanxiong, HAN Bing, et al. Relationship between soil water content and N_2O production[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1999, 10(1):53-56.

- [19] Iqbal M. Potential rates of denitrification in 2 field soils in southern England[J]. *Agric Sci*, 1992, 118: 223-227.

致谢: 本文气体样品 N_2O 浓度的测定得到中国科学院沈阳应用生态所徐慧博士的大力支持, 在此特表谢意。