

不同土地利用方式土壤温室气体排放对 碳氮添加的响应*

王海飞 贾兴永 高兵 黄涛 苏芳 巨晓棠[†]

(中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

摘要 揭示不同土地利用方式下土壤 N_2O 产生机制及其 CO_2 和 CH_4 的排放, 有助于土壤温室气体减排措施的制定。本研究以长沙金井河流域酸性红壤上菜地、稻田、茶园和林地土壤为研究对象, 控制温度和土壤含水量, 采用静态培养-气相色谱法, 研究 4 种利用方式土壤 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 的排放对不同碳氮和硝化抑制剂添加的响应。结果表明, 由于土壤 pH 较低, 酸性红壤外加氮源后仅有较小的 N_2O 排放。葡萄糖能够促进尿素添加后 N_2O 的排放及土壤反硝化作用 N_2O 的排放。异养硝化作用可能是酸性红壤 N_2O 产生的主要途径。硝化抑制剂双氰胺 (DCD) 对酸性红壤 N_2O 减排无明显效果。碳氮添加后土壤 N_2O 的总排放量表现为茶园 > 菜地 > 稻田 > 林地。外源有机碳能够显著促进 4 种利用方式土壤 CO_2 的排放, 表现为茶园、稻田 > 菜地、林地。但除稻田土壤 CH_4 排放增加外, 菜地、茶园和林地土壤 CH_4 排放对外源有机碳无明显响应。

关键词 酸性红壤; 土地利用方式; 碳氮添加; N_2O 排放; CO_2 排放; CH_4 排放

中图分类号 S145.6; S153.6 **文献标识码** A

由人类活动引起的二氧化碳 (CO_2)、甲烷 (CH_4) 和氧化亚氮 (N_2O) 等温室气体排放, 是近 50 a 来驱动气候变化的主要原因^[1]。三种温室气体对全球增温的贡献率达 80%, 并保持着不断增加的趋势^[2]。有关研究表明, 农业贡献了全球人为 N_2O 和 CH_4 排放的 60% 和 50%^[3] 及 11% 的 CO_2 排放^[4]。因此, 减少农业土壤 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 的排放已成为国内外研究的热点。

农田土壤 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的产生主要由土壤生物学过程所驱动^[5], 并受土壤条件和农业管理措施的强烈影响。这些因素主要包括土壤温度^[6-7]、土壤水分^[8-9]、无机氮含量^[5]、土壤耕作^[10] 和土壤 pH^[11-12] 等。因土地利用方式和管理措施的不同, 陆地生态系统可能扮演大气中 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的吸收库或排放源角色^[13]。目前, 针对我国不同区域及农业生态系统土壤 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的排放特征、通量及其影响因素研究报道较多^[14-15]。少数研究报道了同一区域不同土地利用方式下土壤 CO_2 、 CH_4 或 N_2O 的排放^[16-17]。但有关不同土地利用方式下

土壤 N_2O 产生机制及三种温室气体排放的综合研究报道较少。揭示不同土地利用方式下土壤 N_2O 产生机制及 CO_2 和 CH_4 的排放, 有助于综合温室气体减排措施的制定。

本研究选取长江中游金井河小流域具有代表性的酸性红壤不同土地利用方式—菜地、稻田、茶园和林地土壤为研究对象, 采用静态培养-气相色谱法, 在控制温度和土壤水分的条件下, 设置不同碳氮添加处理, 研究土壤 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 的排放通量及特征, 探明金井河小流域不同土地利用方式下 N_2O 的产生机制、影响因素及 CO_2 和 CH_4 的排放对不同碳氮添加的响应, 为制定长江流域陆地生态系统土壤温室气体减排措施提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 采样点描述

试验一所用土壤采自中国农业大学上庄实验站 (39°48'N, 116°28'E), 采取 2006 年开始的“不同碳氮投入对作物生产力和环境影响”长期定位试验

* 国家 973 项目 (2012CB417105)、公益性行业 (农业) 科研专项 (201103039) 和中央高校基本科研业务专项资金 (2013BH032) 资助

[†] 通讯作者, E-mail: juxt@cau.edu.cn

作者简介: 王海飞 (1989—), 女, 山东临沂人, 硕士研究生, 主要从事土壤温室气体产生机制方面的研究。E-mail: wanghaifei6@126.com

收稿日期: 2013-04-19; 收到修改稿日期: 2013-07-25

中的优化施肥处理。土壤类型为粉砂质黏壤土(美国制),黏粒含量 28%,土壤硝态氮 24.5 mg kg^{-1} ,铵态氮 1.2 mg kg^{-1} ,速效磷 7.8 mg kg^{-1} ,速效钾 76.2 mg kg^{-1} ,pH 为 8.1(水土质量比 2.5:1),容重为 1.31 g cm^{-3} ,有机质含量为 13.3 g kg^{-1} ,试验处理和其他田间管理措施详见黄涛等^[18]。

试验二和试验三所用土壤采自湖南省长沙市金井河小流域典型的菜地、稻田、茶园和林地土壤($28^{\circ}30' \sim 28^{\circ}39' \text{N}$, $113^{\circ}18' \sim 113^{\circ}26' \text{E}$)。该流域属湘中丘陵盆地向洞庭湖平原过渡地带,亚热带季风气候,年平均气温 $17.0 \text{ }^{\circ}\text{C}$,年平均降雨量为 1467 mm ,年平均蒸发量为 1272 mm 。流域总面积为 135 km^2 ,海拔高度 $50 \sim 430 \text{ m}$,主要水系分布有捞刀河金井段、脱甲河、双江河和惠农金井水库等。土壤以红砂岩母质发育的红壤、水稻土、红黄壤为主。该流域主要的土地利用类型包括林地 65.5%、水田

26.6%、园林地 2.4% 和水面 2.9%,其他用地占 2.6%。其中,林地以次生马尾松林和人工杉木林为主;水田以双季稻为主,辅以单季稻、稻-油轮作和瓜果蔬菜等经济作物种植模式;园林地以茶园为主。金井流域表层土壤主要呈强酸性和极强酸性,大部分土壤的 pH 介于 3.5~4.7 之间。茶园土壤酸化最为严重,pH 多在 3.7 以下。菜地土取自湖南长沙金井镇金龙村隆平高科蔬菜基地种植花菜的大棚,已连续种植 4 a 蔬菜;稻田土为长期种植水稻的双季稻田翻耕前土壤,施肥以化肥为主,一般施用约 750 kg hm^{-2} 的 25% 氮磷钾复合肥,早稻产量 $3750 \sim 5250 \text{ kg hm}^{-2}$,晚稻产量 $6000 \sim 7500 \text{ kg hm}^{-2}$;茶园土分别采自湖南湘丰茶业有限公司飞跃茶叶基地的沟底(茶园 1)和坡上茶园(茶园 2);林地土为阳坡上树龄超过十年的不施肥马尾松林。不同土地利用方式土壤的基本情况见表 1。

表 1 不同土地利用土壤基本情况

Table 1 Basic soil properties of the fields different in land use

土地利用 Land use	容重 Bulk density (g cm^{-3})	pH	$\text{NO}_3^- - \text{N}$ (N, mg kg^{-1})	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (N, mg kg^{-1})	采集地经纬度 Longitude and latitude
菜地 Vegetable garden	1.34	5.72	209.8	60.4	$28^{\circ}32'14'' \text{N}$, $113^{\circ}21'38'' \text{E}$
稻田 Paddy field	1.20	4.45	3.7	5.0	$28^{\circ}33'11'' \text{N}$, $113^{\circ}20'1'' \text{E}$
茶园 1 Teagarden one	1.27	3.79	14.7	61.1	$28^{\circ}32'51'' \text{N}$, $113^{\circ}20'2'' \text{E}$
茶园 2 Teagarden two	1.27	3.64	9.1	22.3	$28^{\circ}32'50'' \text{N}$, $113^{\circ}19'58'' \text{E}$
林地 Forest land	1.26	3.67	0.4	3.0	$28^{\circ}32'56'' \text{N}$, $113^{\circ}20'1'' \text{E}$

1.2 试验设计

试验采用室内静态培养-气相色谱法,根据以往研究结果培养温度为 $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$,土壤水分含量设置在 70% WFPS(土壤孔隙含水量, Water Filled Pore Space)^[19],计算公式为:

$$\text{WFPS}\% = (\text{土壤水质量}/\text{干土质量}) \times \text{土壤容重}/(1 - \text{土壤容重}/\text{土壤密度}) \times 100\%$$

试验一采用上庄土样,设置 1 个处理,4 次重复,添加尿素形式 $\text{N } 40 \text{ mg kg}^{-1}$,其目的是明确静态培养试验中气体采集针数与计算方法对 N_2O 通量的影响。

试验二采用金井河小流域典型的菜地、稻田、茶园 1 和林地土壤。设不施氮对照(CK)、添加 $\text{N } 40 \text{ mg kg}^{-1}$ 的尿素处理(Urea)和添加 $\text{N } 40 \text{ mg kg}^{-1}$ 的尿素 + 1% 的葡萄糖处理(Urea + Glu),每个处理设 3 次重复,随机排列,培养 48 d。

试验三采用金井河小流域典型的茶园 2 土壤。设不施氮对照(CK)、添加 $\text{N } 60 \text{ mg kg}^{-1}$ 铵态氮

(AN)、添加 $\text{N } 60 \text{ mg kg}^{-1}$ 铵态氮 + 10% 硝化抑制剂(AN + DCD)、添加 $\text{N } 60 \text{ mg kg}^{-1}$ 硝态氮(NN)和添加 $\text{N } 60 \text{ mg kg}^{-1}$ 硝态氮 + 1% 葡萄糖(NN + Glu)5 个处理,每个处理 3 次重复,随机排列,培养 16 d。铵态氮采用硫酸铵,硝态氮采用硝酸钙,硝化抑制剂为双氰胺(DCD)。

培养试验使用高 16.3 cm ,内径 9.5 cm ,容积为 1165 ml 带胶塞的广口瓶,将土壤按重量计算分两次装入,并均匀压到相应容重(为保证土壤透气条件,较大田实际容重低 0.1 g cm^{-3})。瓶中土层高度为 5 cm ,容重上庄土 1.21 g cm^{-3} 、菜地 1.24 g cm^{-3} 、稻田 1.10 g cm^{-3} 、茶园 1.17 g cm^{-3} 和林地 1.16 g cm^{-3} 。为保证氮肥与添加剂混合均匀,先将氮肥和添加剂溶于水中,再用注射器将混合溶液与土壤充分混合,而后装瓶,放于恒温培养室中培养。为保证瓶内水分恒定,培养过程中采用透气保水膜(Parafilm 膜)盖住广口瓶,同时每 3~6 d 根据培养开始时重量调节水分含量在 70% WFPS。

1.3 气体采集与测定

试验一在第 1、2、3、5、7、10、14、17、21、24、27、31、34、38 和 48 天上午 7:00~8:00 采气。采样前,揭开 Parafilm 膜充分通气 5~10 min,而后盖上橡皮塞,以此为 t_0 时刻,分别在第 0、10、20、30 和 40 分钟用 20 ml 医用注射器采集 5 针气体,为减少抽气针数对瓶内气压的影响,每针采集 12 ml。试验二在第 1、2、3、5、8、12 和 16 天上午 7:00~7:30 采气,分别在第 0、10 和 20 分钟用 20 ml 医用注射器采集 3 针 20 ml 的气体,同时记录每针气体采样时间。采集的气样于 24 h 内用气相色谱(Agilent GC6820)测定 N_2O 、 CH_4 和 CO_2 浓度,并计算其排放通量(式 1)。气体通量计算式为:

$$F = [273 \times 60 \times 24 \times 10^{-3} \times M \times V] / [22.4 \times (273 + T) \times W] \times (dc/dt) \quad (1)$$

$$c = a + bt \quad (2)$$

$$c = at^2 + bt + d \quad (3)$$

式中, F 为 N_2O 、 CH_4 和 CO_2 排放通量 $N_2O - N$ ($CH_4 - C$ 或 $CO_2 - C$) $\mu g \text{ kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$, T 为瓶内温度, M 为每摩尔 N_2O 、 CH_4 和 CO_2 分子中的 N 或 C 质量数, 22.4 为温度为 273K 时的 N_2O 摩尔体积 ($L \text{ mol}^{-1}$), W 为每瓶中装入的土壤干重(kg), V 为土壤表面上方气体体积(L), c 为 N_2O 气体浓度 ($nl \text{ L}^{-1}$), t 为盖瓶时间(min), dc/dt 为采气瓶内 N_2O 浓度随时间的变化率 [$nl \text{ (L min)}^{-1}$], a 和 d 为常数。 dc/dt 的计算方法分别采用直线回归法式(2)^[20]和二次曲线回归法式(3)^[21],两种方法下 $b = dc/dt$ 。

1.4 土壤样品采集和测定

试验取 0~20 cm 土样,土样采集后用冰盒带回实验室,去除可见杂物及根系,过 2 mm 筛,混合均匀,部分土样用于培养试验,部分土样保存在 4 °C 冰箱中备用。试验二在开始和第 3、7、14 和 48 天测定土壤无机氮和水分含量,试验三在开始和结束分别测定土壤无机氮和水分含量。称取混匀的新鲜土壤样品 24.00 g 于振荡瓶,加入 100 ml 1 mol L^{-1} 的优级纯 KCl 溶液,在 180 $r \text{ min}^{-1}$ 下振荡 1 h,用定性无铵滤纸将滤液过滤至 10 ml 的离心管中,保存在 -20 °C 冰箱中,待用三通道连续流动分析仪(AA3)测定滤液中的硝态氮和铵态氮含量。同时称取 25 g 左右鲜土放入铝盒中,于 105 °C 下烘干测定土壤质量含水量。

1.5 数据处理与统计分析

采用 Microsoft Excel 2003 进行数据处理,

SPSS17.0 软件进行相关性和 $p < 0.05$ 水平下显著性检验分析,采用 Sigmaplot10.0 软件作图。

2 结果与讨论

2.1 采气针数与计算方法对 N_2O 通量的影响

为明确气体采集针数与计算方法对 N_2O 通量的影响,本研究通过室内培养试验采集 5 针气体,比较了 3 针和 4 针直线回归与 4 针和 5 针二次曲线回归方法计算的 N_2O 通量(表 2)。结果表明,3 针和 4 针直线回归与 4 针和 5 针曲线回归方程的决定系数 (R^2) 均大于 0.98(图 1),这与大田条件下 N_2O 排放通量的判断标准相一致^[20]。但直线回归算法下 4 针的 N_2O 排放通量低于 3 针,采用 4 针曲线方法计算的 N_2O 通量高于 3 针和 4 针直线回归结果,而 5 针曲线的结果则小于 4 针曲线方法,说明随着采气时间的延长,瓶内气体浓度的累积会抑制土壤 N_2O 的排放,多针采集直线算法会降低 N_2O 排放通量的计算结果^[21]。从每天的 N_2O 排放量来看,不同算法间无显著差异 ($p < 0.05$),但从培养 4 d 的 N_2O 累积排放量来看,4 针二次曲线算法 N_2O 排放显著高于 4 针直线算法,其最大差异出现在培养第 1 天,而与 3 针直线算法无显著差异 ($p < 0.05$)。因此,培养试验采用 3 针直线或 4 针曲线的方法对 N_2O 的累积排放量无显著性影响。本研究旨在揭示不同土地利用方式下酸性红壤 N_2O 的产生机制及其对碳氮添加的响应,同时综合考虑工作强度,后续试验均采用 3 针直线方法计算土壤 N_2O 排放通量。

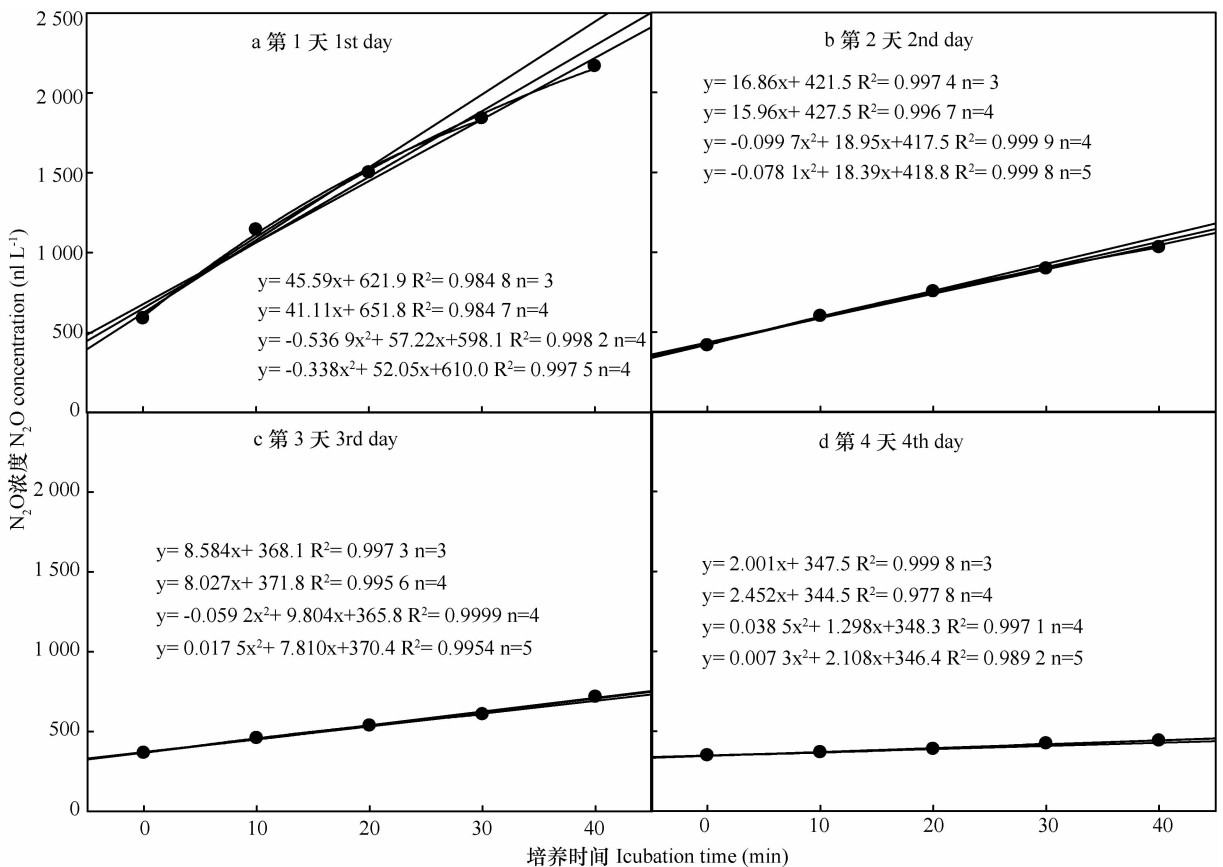
2.2 碳氮添加对酸性红壤 N_2O 、 CH_4 和 CO_2 排放及无机氮的影响

图 2 为酸性红壤不同土地利用方式下碳氮添加后 N_2O 、 CH_4 和 CO_2 的排放特征。从 N_2O 的排放(图 2a, 图 2d, 图 2g, 图 2j)可以看出,菜地、稻田、茶园和林地土壤对 N 40 $mg \text{ kg}^{-1}$ 的尿素形式氮添加仅有较小的 N_2O 排放。从培养 48 d 的 N_2O 累积排放量可见(表 3),菜地和林地 Urea 处理的 N_2O 排放较 CK 无明显增加,而稻田和茶园添加尿素后增加了 N_2O 排放,但 T 检验结果表明稻田和茶园 Urea 与 CK 处理间无显著性差异 ($p < 0.05$),这与石灰性潮土尿素添加促进 N_2O 排放结果相差甚远^[22]。可能是由于供试土壤为酸性红壤, pH 在 3.6~5.7 之间。有研究表明,土壤 pH 直接影响着参与氮转化过程的微生物种群以及不同作用阶段的酶活性,是土壤 N_2O 排放最复杂和最主要的影响因素之一;硝

表 2 不同计算方法 N_2O 排放通量和总排放量比较Table 2 N_2O emission fluxes and cumulative emissions calculated using different methods

计算方法 Calculation method		N_2O 排放通量 N_2O emission fluxes ($N, \mu g kg^{-1} d^{-1}$)				N_2O 排放总量 Total N_2O emissions ($N, \mu g kg^{-1}$)
		第一天 1st day	第二天 2nd day	第三天 3rd day	第四天 4th day	
		线性 Linear	3 针 Threesamples	145.1 ± 67.8 a	53.8 ± 13.3 a	
二次曲线 Quadratic curve	4 针 Foursamples	130.8 ± 60.5 a	50.9 ± 11.1 a	25.6 ± 6.6 a	7.9 ± 1.4 a	215.1 ± 45.8 b
	4 针 Foursamples	225.6 ± 79.6 a	49.8 ± 23.7 a	30.0 ± 7.3 a	6.7 ± 7.1 a	312.1 ± 50.1 a
	5 针 Fivesamples	165.7 ± 83.9 a	58.6 ± 19.8 a	24.8 ± 9.1 a	6.8 ± 4.1 a	255.9 ± 62.1 ab

注:同一列带有相同字母表示处理间无差异显著 ($p < 0.05$) Note: The same letters in the same column represent no significant difference between different treatments at the level of $p < 0.05$

图 1 气体采集时间内瓶内 N_2O 浓度随时间变化Fig. 1 Temporal variation of N_2O concentration in the gas sampling flasks

化细菌对酸性条件敏感, 低于 4.5 时则基本无硝化作用^[23]。王小治等^[24]研究 pH 升高对红壤硝化过程产生 N_2O 的影响表明, 在 pH 为 4.8 时, 硝化作用非常微弱, 基本无 N_2O 的排放。然而, 除稻田土壤外, Urea + Glu 处理均显著促进了土壤 N_2O 排放速率, 峰值出现在氮肥添加的第 2 天, 表现为茶园 > 菜

地 > 林地, 分别为 N 6 235、3 503 和 $151 \mu g kg^{-1} d^{-1}$ 。添加葡萄糖促进土壤 N_2O 的排放, 一方面可能是促进了异养微生物在好氧条件下的异养硝化作用^[25]。异养硝化作用也称为好氧条件下的反硝化作用, 它是指在同一体系中完成铵的硝化和反硝化产生 N_2O 和 N_2 的过程^[26]; 另一方面从茶园土壤

培养结果看,添加有机碳能够促进酸性红壤反硝化 N_2O 的排放^[27];从茶园土壤 N_2O 排放峰来看(图 2g 和图 4a),葡萄糖和尿素添加后的 N_2O 排放远大于葡萄糖和硝态氮添加。由此推论好氧反硝化作用可能是酸性红壤 N_2O 产生的主要途径。然而,本研究条件下无法定量葡萄糖添加后两种途径对土壤 N_2O 产生的贡献,有关酸性红壤有机碳添加后土壤 N_2O 的产生机制值得深入研究。从 48 d 的 N_2O 累积排放量来看(表 3),菜地、茶园和林地土壤 Urea + Glu 处理是各自 Urea 处理的 41.0 倍、18.1 倍和 3.5 倍,但林地土壤两个处理间没有显著性差异。就不同土地利用类型而言,稻田 CK 和 Urea 处理 N_2O 排放显著高于菜地、茶园和林地的对应处理;Urea + Glu 处理下,菜地和茶园、稻田和林地两者间无显著差异,茶园显著高于稻田和林地,菜地显著高于林

地($p < 0.05$)(表 3)。

稻田土壤 Urea 和 Urea + Glu 处理,在培养两周后开始出现较大的 N_2O 排放,这与赵维和蔡祖聪^[12]对相近 pH(4.82)的亚热带酸性红壤添加尿素后 N_2O 排放趋势一致。可能是稻田土壤中以产甲烷菌为主,硝化和反硝化微生物占土壤微生物的比重较小,不利于硝化作用 N_2O 的产生,随着培养时间的增加,土壤硝化作用逐渐增强。从稻田土壤 Urea 处理可见,培养后期 CH_4 排放明显增加,但重复间存在较大的差异。这是由于该处理一个重复出现了较大的 CH_4 排放,其原因可能是该重复出现了厌氧状况。为避免类似现象的发生,保持良好的好气培养条件,建议在 Parafilm 膜上均匀留 3~5 个小孔或定期开膜透气以保证瓶内充足的氧气供应。

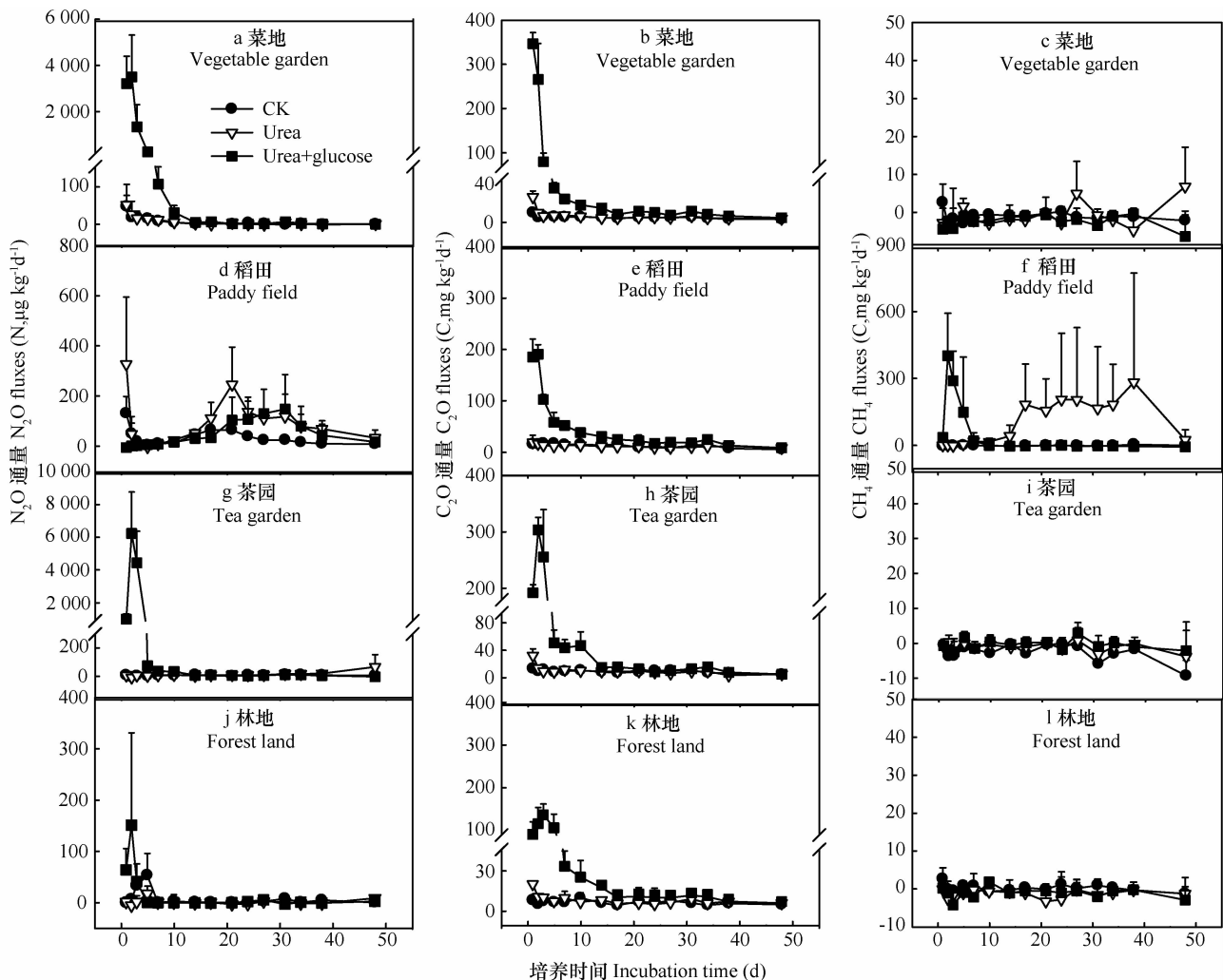


图 2 添加碳氮对不同利用方式土壤 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 排放的影响

Fig. 2 Effects of carbon and nitrogen application on N_2O , CO_2 and CH_4 emissions from fields different in land use

表 3 碳氮添加对不同利用方式土壤 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 排放量的影响Table 3 Effects of carbon and nitrogen application on N_2O , CO_2 and CH_4 emission fluxes from fields different in land use

处理 Treatments		N_2O (N, $\mu g kg^{-1}$)	CO_2 (C, $mg kg^{-1}$)	CH_4 (C, $mg kg^{-1}$)
菜地 Vegetable garden	CK	201.4 ± 141.4bB	234.1 ± 34.5bC	-59.7 ± 21.0aAB
	Urea	229.8 ± 156.6bB	276.1 ± 54.8bB	-25.0 ± 45.7aB
	Urea + Glu	9 433 ± 4 770aAB	1 220 ± 93aB	-93.4 ± 71.9aB
稻田 Paddy field	CK	1 330 ± 73aA	563.0 ± 34.7bA	-17.7 ± 64.1aAB
	Urea	3 616 ± 1 359aA	542.9 ± 48.3bA	6 092 ± 8 265aA
	Urea + Glu	2 641 ± 1 773aBC	1 577 ± 85.1aA	981.9 ± 775.1aA
茶园 Teagarden	CK	285.9 ± 87.0bB	391.7 ± 33.8bB	-135.1 ± 99.3aA
	Urea	791.0 ± 657.2bB	389.4 ± 68.5bB	-50.6 ± 130.3aB
	Urea + Glu	14 330 ± 5 597aA	1 626 ± 278aA	-20.1 ± 74.9aB
林地 Forest land	CK	260.1 ± 255.5aB	280.3 ± 73.0bC	-5.08 ± 36.9aB
	Urea	70 ± 197aB	328.8 ± 62.6bC	-54.9 ± 109.0aB
	Urea + Glu	214 ± 332aC	1 191 ± 154aB	-146.3 ± 149.9aB

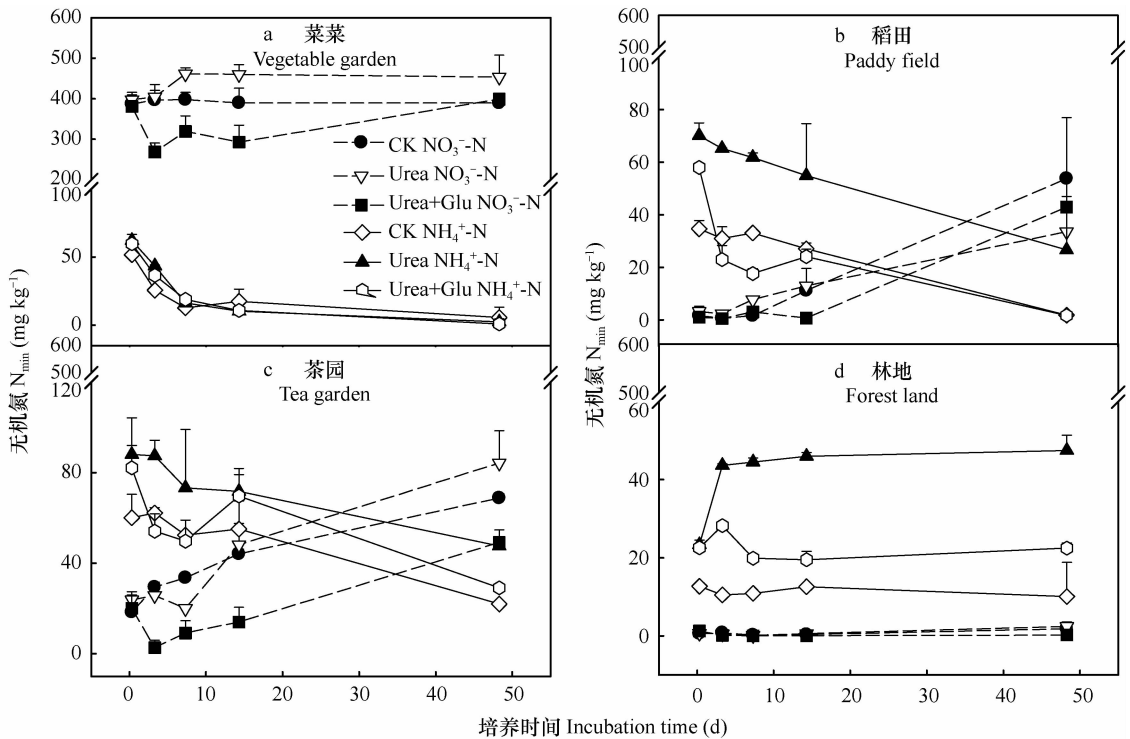
注:同一列带有相同大写字母表示同一土地利用方式下不同处理间差异不显著,同一列带有相同小写字母表示不同土地利用方式相同处理间差异不显著($p < 0.05$) Note: The same capital letters in the same column represent no significant difference between different treatments of the same land use, the same lowercase letters in the same column represent no significant difference between fields different in land use, but the same in treatment at the level of $p < 0.05$

从 CO_2 的排放动态来看(图 2b, 图 2e, 图 2h, 图 2k), Urea 处理, 菜地、茶园和林地土壤均有较小的 CO_2 排放, 这是由尿素水解所产生。Urea + Glu 显著促进了菜地、稻田、茶园和林地土壤 CO_2 排放, 不同土地利用方式表现为菜地 > 茶园 > 稻田 > 林地, 排放峰值分别为 C 347、304、191 和 137 $mg kg^{-1} d^{-1}$ 。从 48 d 的 CO_2 累积排放来看, 菜地、稻田、茶园和林地土壤 Urea 处理与各自 CK 间无显著性差异($p < 0.05$), 而 Urea + Glu 处理是各自 CK 的 5.2 倍、2.8 倍、4.2 倍和 4.3 倍。就不同土地利用方式而言, 稻田土壤 CK 处理 CO_2 排放显著高于茶园土壤, 二者显著高于菜地和林地($p < 0.05$); Urea 处理, 稻田显著高于菜地、茶园和林地; Urea + Glu 处理, 稻田和茶园显著高于菜地和林地(表 3)。

从 CH_4 动态来看(图 2c, 图 2f, 图 2i, 图 2l), 除稻田土壤 Urea 和 Urea + Glu 外, 其他不同土地利用方式 CK、Urea 和 Urea + Glu 均表现为不同程度的甲烷吸收, 但每种土地利用方式三个处理间无明显差异。从培养 48 d 的 CH_4 累积排放来看(表 3), 同一土地利用方式下 CK、Urea 和 Urea + Glu 间无显著性差异; 不同土地利用方式 CK 处理, 茶园显著高于林地, 菜地、稻田和林地间无显

著差异, Urea 和 Urea + Glu 处理, 稻田显著高于菜地、茶园和林地, 后三者间无显著差异。

图 3 为不同利用方式土壤添加碳氮后无机氮动态变化。可以看出, 不同土地利用方式显著影响土壤铵态氮和硝态氮含量。从 CK 处理来看, 铵态氮含量依次为: 林地 < 稻田和菜地 < 茶园, 硝态氮含量菜地显著高于其他 3 种土地利用方式。添加尿素和葡萄糖后, 除林地外, 各处理铵态氮含量表现为逐渐降低的趋势。其中, 稻田和茶园土壤 Urea + Glu 处理铵态氮降低幅度明显高于相同氮添加量的 Urea 处理, 而硝态氮含量没有明显增加, 说明葡萄糖形式有机碳添加能够将土壤中的铵态氮固定成为土壤有机氮^[28]。从硝态氮含量来看, 培养结束后, 除菜地 Urea + Glu 处理外, 4 种利用方式 Urea 和 Urea + Glu 处理硝态氮均有所增加, 表明在培养过程中发生了土壤硝化作用。从土壤 N_2O 的排放可以看出, 添加葡萄糖促进了土壤反硝化作用发生, 消耗了一定量的硝态氮, 随着葡萄糖的消耗, 反硝化作用降低, 而此时土壤仍有大量铵态氮向硝态氮的转化, 因此菜地土壤硝态氮含量表现为先减少后增加的趋势。

图3 不同处理 NH_4^+ 和 NO_3^- 含量动态变化Fig. 3 Dynamics of NH_4^+ and NO_3^- content as affected by treatment

2.3 茶园土壤温室气体排放和无机氮变化

为进一步探明茶园土壤 N_2O 的产生机制及 CH_4 和 CO_2 的排放特征,选取茶园 2 土壤开展了不同形态氮肥(硝态氮和铵态氮)、葡萄糖及硝化抑制剂添加试验。考虑不同土地利用方式土壤对 N 40 mg kg^{-1} 的尿素氮添加仅有少量的 N_2O 排放,该试验将不同形态氮肥的添加量增加到 N 60 mg kg^{-1} 。同时在培养瓶的 Parafilm 膜上均匀留 5 个小孔,以保证瓶内充足的好氧环境。从图 4a 可以看出,在添加 N 60 mg kg^{-1} 的情况下,铵态氮(AN)、铵态氮 + 硝化抑制剂(AN + DCD)和硝态氮处理(NN)与不施氮对照(CK)间 N_2O 排放无明显差异,表明茶园土壤 N_2O 排放对氮肥添加量和形态没有明显响应。本研究所取茶园土壤酸化严重, pH 仅有 $3.6 \sim 3.8$ 。因此,其原因仍是由较低的 pH 所引起^[23]。当同时添加硝态氮和葡萄糖(NN + Glu)时,在培养的前 5 d 出现了明显的 N_2O 排放峰,最大峰值出现在培养的第 2 天,约 $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ $919 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 。说明易氧化态的有机碳能够促进酸性红壤土壤反硝化 N_2O 的产生^[27],这与北方石灰性土壤对添加硝态氮和葡萄糖的反应相一致^[22]。有研究表明,有机碳的含量和有效性对反硝化作用至关重要,它既可以为反硝化

微生物提供电子供体和能源,又可以被好氧分解,有利于形成土壤厌氧微域,决定土壤中反硝化作用的潜力^[29]。不同处理土壤 CO_2 排放规律与 N_2O 排放一致(图 4b),添加葡萄糖处理的 CO_2 排放峰在第 2 天达到 C $311 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$,持续约两周的时间降低到对照水平,其原因是由于葡萄糖的添加提高了土壤微生物活性,增强了土壤微生物呼吸排放量^[30]。不同处理 CH_4 排放“0”上下波动,无明显规律(图 4c)。从三种温室气体的累积排放量来看(表 5),AN + DCD 处理的 N_2O 排放量比 AN 减少了 58.8%,这与王小治等^[24]培养试验添加硝化抑制剂能够减少酸性红壤 N_2O 排放的 13.2% ~ 88.9% 结果相一致,但 AN 和 AN + DCD 处理 N_2O 排放量无显著差异,说明硝化抑制剂在酸性红壤的作用效果不明显。NN + Glu 处理 N_2O 排放显著高于 CK、AN、NN 与 AN + DCD 处理,其排放总量是 CK 的 17.6 倍,这与加入碳源能够促进酸性红壤反硝化作用的结论相一致。对 NN 和 NN + Glu 进行 T 检验结果表明添加葡萄糖能够显著促进硝基氮肥施用后 N_2O 的排放。从 CO_2 累积量来看,NN + Glu 处理添加葡萄糖后 CO_2 排放量分别为 CK、AN、NN 和 AN + DCD 处理的 7.3 倍、7.4 倍、7.8 倍和 8.7 倍,而 CK、AN、

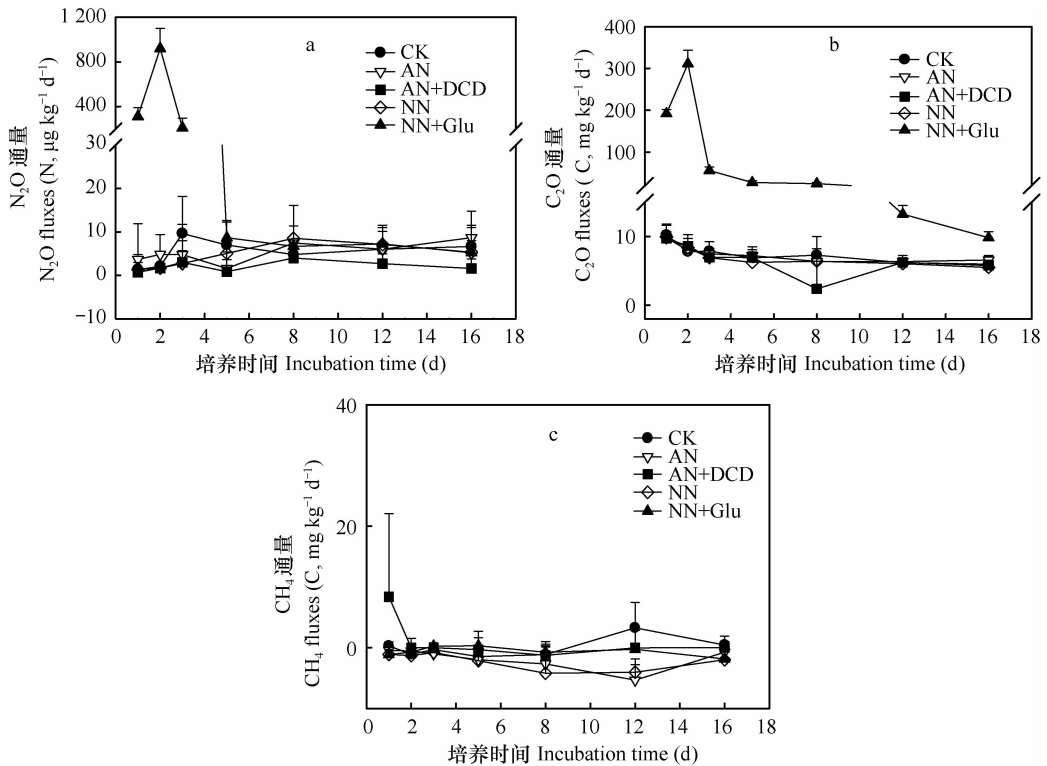


图4 添加碳氮与硝化抑制剂对茶园土壤温室气体排放的影响

Fig. 4 Effects of application of carbon, nitrogen and nitrification inhibitor on greenhouse gas emissions from tea garden soil

NN 与 AN + DCD 处理间无显著差异 ($p < 0.05$)。单独对 NN 和 NN + Glu 进行 T 检验结果也表明添加葡萄糖能够显著促进 CO_2 的排放。从 CH_4 累积量来看,处理间存在较大的差异,但无明显规律。

表4 不同碳氮和硝化抑制剂添加下茶园土壤 N_2O 、 CO_2 和 CH_4 排放量

Table 4 Cumulative N_2O , CO_2 and CH_4 emissions as affected by application of carbon, nitrogen and nitrification inhibitor

处理 Treatments	N_2O (N, $\mu\text{g kg}^{-1}$)	CO_2 (C, mg kg^{-1})	CH_4 (C, mg kg^{-1})
CK	92.8 ± 24.2a	112.3 ± 8.2a	5.2 ± 6.7a
AN	91.2 ± 55.8a	111.3 ± 4.7a	-40.1 ± 30.8b
AN + DCD	37.6 ± 21.3a	93.9 ± 33.2a	3.1 ± 17.5a
NN	91.3 ± 29.3aB	104.6 ± 7.4aA	-44.9 ± 24.5b
NN + Glu	1 633 ± 417A	818.6 ± 59.6A	-9.0 ± 21.0ab

注:同一列带有相同小写字母表示不同处理间差异不显著(LSD法, $p < 0.05$),同一列带有相同大写字母表示两个处理间差异不显著(T 检验, $p < 0.05$) Note: The same lowercase letters in the same column represent no significant difference between different treatments by LSD at the level of $p < 0.05$, and the same capital letters in the same column represent no significant difference between the two treatments by T -test at the level of $p < 0.05$

图5显示了不同添加碳氮与硝化抑制剂对茶园土壤无机氮(硝态氮+铵态氮)含量的影响。可以看出,与培养前相比,CK、AN和AN+DCD处理无机氮总量略有损失,其中发生了较少铵态氮向硝态氮的转化,这与前述三个处理较小的 N_2O 排放量相吻合。与NN处理相比,NN+Glu处理培养结束时硝态氮含量显著降低,进一步证明了缺碳限制了酸性红壤土壤反硝化作用的发生。

3 结论

在培养试验中,瓶内气体排放会受到浓度累积的抑制作用,采用3针直线和4针曲线的算法均可满足气体排放通量计算标准 $R^2 > 0.90$,且两种算法下 N_2O 的累积排放量之间无显著性差异。在只考虑回归 R^2 的情况下,为减少气体采集针数对瓶内分压的影响和降低工作强度,培养试验采用3针直线方法计算温室气体排放通量切合实际。

不同土地利用方式显著影响酸性红壤 N_2O 排放,添加 $\text{N } 40 \sim 60 \text{ mg kg}^{-1}$ 氮素后菜地和林地 N_2O 累积排放量无明显增加,而稻田和茶园土壤 N_2O 排

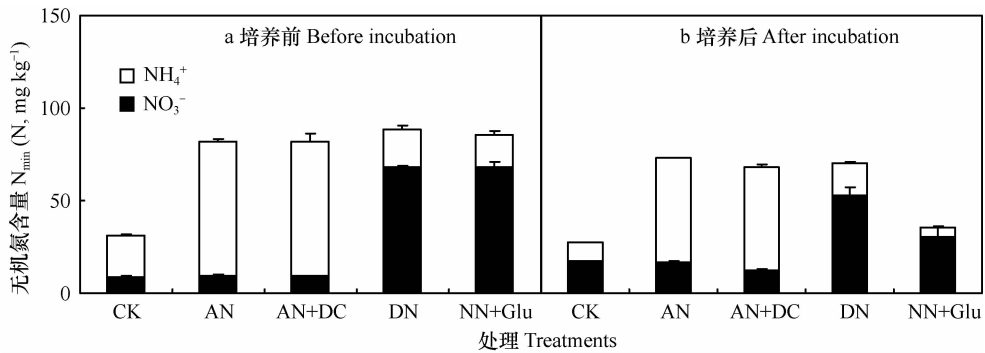


图5 茶园土壤不同处理培养前后无机氮含量变化

Fig. 5 Variation of soil inorganic nitrogen content in the tea garden soil as affected by the treatments

放有所增加,但与空白对照间无显著性差异。4种土壤能够发生铵态氮向硝态氮的转化,但由于土壤酸化严重不利于该过程中 N_2O 的产生。外加有机碳源能够显著促进菜地、茶园和林地土壤铵态氮肥施用后的 N_2O 排放,总排放量表现为茶园>菜地>稻田>林地。此外,从茶园土壤培养结果来看,由于缺少有效性碳限制了酸性红壤反硝化作用的发生。4种利用方式添加葡萄糖均能显著增强土壤呼吸作用。除稻田外,菜地、茶园和林地土壤 CH_4 排放对氮肥和有机碳的添加无明显响应。从茶园土壤培养结果来看,硝化抑制剂(DCD)对酸性红壤土壤 N_2O 减排无明显效果。

致谢 本试验得到中国科学院亚热带农业生态研究所的大力支持,在野外采样和调查时得到沈建林老师和张峰老师的大力帮助,特此致谢。

参考文献

- [1] Townsend A R, Howarth R W. Fixing the global nitrogen problem. *Scientific American*, 2010, 302: 64—71
- [2] Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, et al. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing//Solomon S, Qin D, Manning M. *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2007
- [3] Smith P, Martino D, Cai Z, et al. *Agriculture//Metz B, Davidson O R, Bosch P R, et al. Climate change 2007: Mitigation, contribution of working group III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2007
- [4] Grace J, Rayment M. Respiration in the balance. *Nature*, 2000, 404: 819—820
- [5] Snyder C S, Bruulsema T W, Jensen T L, et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertil-

izer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, 133: 247—266

- [6] Yan Y P, Sha L Q, Cao M, et al. Fluxes of CH_4 and N_2O from soil under a tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna, Southeast China. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20: 207—215
- [7] Han G X, Zhou G S, Xu Z Z, et al. Soil temperature and biotic factors drive the seasonal variation of soil respiration in a maize (*Zea mays* L.) agricultural ecosystem. *Plant and Soil*, 2007, 291: 15—26
- [8] Farquharson R, Baldock J. Concepts in modelling N_2O emissions from land use. *Plant and Soil*, 2008, 309: 147—167
- [9] De Dato G D, Angelis P D, Sirca C, et al. Impact of drought and increasing temperatures on soil CO_2 emissions in a Mediterranean shrubland (*gariga*). *Plant and Soil*, 2009, 327: 153—166
- [10] Mosier A R, Halvorson A D, Reule C A, et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35: 1584—1598
- [11] Park S, Bae W, Chung J, et al. Empirical model of the pH dependence of the maximum specific nitrification rate. *Process Biochemistry*, 2007, 42(12): 1671—1676
- [12] 赵维, 蔡祖聪. 氮肥品种对亚热带土壤 N_2O 排放的影响. *土壤学报*, 2009, 46(2): 248—254. Zhao W, Cai Z C. Effects of N fertilizers on N_2O emissions from subtropical soils in China (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(2): 248—254
- [13] Cai Z C. Greenhouse gas budget for terrestrial ecosystems in China. *Science China: Earth Sciences*, 2012, 55(2): 173—182
- [14] 纪洋, 刘刚, 马静, 等. 控释肥施用对小麦生长期 N_2O 排放的影响. *土壤学报*, 2012, 49(3): 526—534. Ji Y, Liu G, Ma J, et al. Effect of controlled-release fertilizer (CRF) on nitrous oxide emission during the wheat growing period (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(3): 526—534
- [15] Hu X K, Su F, Ju X T, et al. Greenhouse gas emissions from a wheat-maize double cropping system with different nitrogen fertilization regimes. *Environmental Pollution*, 2013, 176: 198—207

- [16] 于亚军, 高美荣, 朱波. 小麦-玉米轮作田与菜地 N_2O 排放的对比研究. 土壤学报, 2012, 49(1): 96—103. Yu Y J, Gao M R, Zhu B. Comparison study on N_2O emissions from field under wheat-maize rotation system and field under vegetable cultivation (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2012, 49(1): 96—103
- [17] Sheng H, Yang Y S, Yang Z, et al. The dynamic response of soil respiration to land-use changes in subtropical China. Global Change Biology, 2010, 16: 1107—1121
- [18] 黄涛, 仇少君, 杜鹃, 等. 碳氮管理措施对冬小麦/夏玉米轮作体系作物产量、秸秆腐解、土壤 CO_2 排放的影响. 中国农业科学, 2013, 46(4): 756—768. Huang T, Qiu S J, Du J, et al. Effect of different carbon and nitrogen managements on yield, straw decomposition, soil CO_2 flux of the winter wheat/summer maize (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2013, 46(4): 756—768
- [19] 张娇娇. 华北平原典型农田 N_2O 排放机理与硝化-反硝化产物比研究. 北京: 中国农业大学, 2011. Zhang J J. Mechanism of N_2O emission and products ratio of nitrification-denitrification in typical agricultural soils on the North China Plain (In Chinese). Beijing: China Agricultural University, 2011
- [20] Ma Y C, Kong X W, Yang B, et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity of annual rice-wheat rotations with integrated soil-crop system management. Agriculture Ecosystems and Environment, 2013, 164: 209—219
- [21] Kroon P S, Hensen A, van den Bulk W C M, et al. The importance of reducing the systematic error due to non-linearity in N_2O flux measurements by static chambers. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2008, 82: 175—186
- [22] Ju X T, Lu X, Gao Z L, et al. Processes and factors controlling N_2O production in an intensively managed low carbon calcareous soil under sub-humid monsoon conditions. Environmental Pollution, 2011, 159: 1007—1016
- [23] Šimek M, Cooper J E. The influence of soil pH on denitrification: Progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. European Journal of Soil Science, 2002, 53(3): 345—354
- [24] 王小治, 孙伟, 尹微琴, 等. pH 升高对红壤硝化过程产生 N_2O 的影响. 土壤, 2009, 41(6): 962—967. Wang X Z, Sun W, Yin W Q, et al. Effects of pH on N_2O emission from nitrification in Acid Soil (In Chinese). Soils, 2009, 41(6): 962—967
- [25] 贺纪正, 张丽梅. 土壤氮素转化的关键微生物过程及机制. 微生物学通报, 2013, 40(1): 98—108. He J Z, Zhang L M. Key processes and microbial mechanisms of soil nitrogen transformation (In Chinese). Microbiology China, 2013, 40(1): 98—108
- [26] 蔡祖聪. 尿素和 KNO_3 对水稻土无机氮转化过程和产物的影响 I. 无机氮转化过程. 土壤学报, 2003, 40(2): 239—245. Cai Z C. Effects of urea and KNO_3 on processes and products of inorganic nitrogen transformation in paddy soils I. Processes of inorganic nitrogen (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(2): 239—245
- [27] 贾俊仙, 李忠佩, 车玉萍. 添加葡萄糖对不同肥力红壤性水稻土氮素转化的影响. 中国农业科学, 2010, 43(8): 1617—1624. Jia J X, Li Z P, Che Y P. Effects of glucose addition on N transformations in paddy soils with a gradient of organic C content in Subtropical China (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2010, 43(8): 1617—1624
- [28] Hammer K, Kirchmann H. Net nitrogen immobilization in soil induced by small addition of energy sources. Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science, 2005, 55: 177—185
- [29] Granli T, Bockman O C. Nitrous oxide from agriculture. Norwegian Journal of Agricultural Sciences, 1994, Supplement (12): 1—128
- [30] Wang L F, Cai Z C, Yang L F, et al. Effects of disturbance and glucose addition on nitrous oxide and carbon dioxide emissions from a paddy soil. Soil and Tillage Research, 2005, 82: 185—194

RESPONSE OF GREENHOUSE GAS EMISSION TO APPLICATION OF CARBON AND NITROGEN IN SOILS DIFFERENT IN LAND USE

Wang Haifei Jia Xingyong Gao Bing Huang Tao Su Fang Ju Xiaotang[†]

(College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract Illustrating mechanisms of N_2O generation in and emissions of CO_2 and CH_4 from the soil could help us design greenhouse gas mitigation strategies. An experiment was carried out in fields of acid red soil different in land use, i. e. vegetable garden, paddy field, tea garden and forest in Jinjing river region, Changsha, to study effects of application of carbon, nitrogen and nitrification inhibitor on N_2O , CO_2 and CH_4 emissions under constant temperature and soil moisture, using the static incubation-gas chromatograph method. Results show that less N_2O emission was observed from the acid red soil, low in pH, after application of N fertilizer; the addition of glucose stimulated N_2O emission from the soil applied with urea and from soil denitrification. Heterotrophic nitrification might be the main pathway of N_2O generation in acid red soil

and nitrification inhibitor Dicyandiamide (DCD) had no significant effect on N_2O reduction in the acid red soil. In terms of total N_2O emission from the soil applied with N and C, the fields different in land use followed the the order of tea garden > vegetable garden > paddy field > forest land. Extraneous organic carbon could significantly stimulate soil CO_2 emission from the four fields, showing an order of tea garden and paddy field > vegetable garden and forest land, but did not have much effect on CH_4 emission in all the four fields except paddy field.

Key words Acid red soil; Land use pattern; Carbon and nitrogen addition; N_2O emission; CO_2 emission; CH_4 emission

(责任编辑:汪叔生)