

高浓度 CO₂ 处理后土壤 N₂O 排放特征

徐仲均¹, 王迎红², 徐星凯², Pascal Boeckx³, Oswald Van Cleemput³, 朱建国⁴, 王跃思²

(1. 北京化工大学环境科学与工程系, 北京 100029; 2. 中国科学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, 北京 100029; 3. 根特大学农业与应用生物科学系, 比利时 根特 9000; 4. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要:土壤被认为是大气氧化亚氮(N₂O)的重要生物排放源。随着大气 CO₂ 浓度升高, 土壤 N₂O 排放规律可能发生改变。无锡 FACE(Free-air CO₂ Enrichment)基地至 2003 年已运行 2 年, 分别采集 Ambient(背景大气 CO₂ 浓度处理)和 FACE(背景大气 CO₂ 浓度+200 mmol·mol⁻¹ 处理)农田土壤, 调节含水量至 40%WFPS, 在 25 °C 室内有氧预培养 7 d 后, 按 250 μgN·g⁻¹ 添加 NH₄NO₃, 将含水量调节至 80%WFPS, 在 25 °C 进行有氧培养 7 d。在此培养期间, 定期测定施肥后土壤 N₂O 和 CO₂ 排放速率, 探讨来自田间 Ambient 和 FACE 土壤 N₂O 排放差异及其可能的影响因素。结果表明, 所有土壤 N₂O 和 CO₂ 排放速率均随培养时间延长而迅速递减, 来自 Ambient 处理的土壤 N₂O 和 CO₂ 排放速率均高于来自 FACE 处理的土壤相应排放量, 且土壤 N₂O 与 CO₂ 排放速率存在显著正相关。通过比较培养前后土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量的变化, 显示培养过程中可能存在相当量的微生物氮固持, 有必要加强相关研究。

关键词:氧化亚氮; 大气 CO₂ 升高; 土壤

中图分类号:S152.6 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)05-1866-04

N₂O Emissions from the Soils Collected from the Cropland Under Elevated CO₂

XU Zhong-jun¹, WANG Ying-hong², XU Xing-kai², Pascal Boeckx³, Oswald Van Cleemput³, ZHU Jian-guo⁴, WANG Yue-si²

(1.Department of Environmental Science and Engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China; 2.LAPC, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Science, Beijing 100029, China; 3.Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, University of Ghent, Ghent 9000, Belgium; 4.Institute of Soil Science, Chinese Academy of Science, Nanjing 210008, China)

Abstract: N₂O emitted from soils, as one of the major biogenic N₂O sources, may be affected by an increase in atmospheric CO₂ concentration. The soil samples, collected from Wuxi FACE (Free-air CO₂ Enrichment) cropland fumigating with elevated CO₂ (ambient atmospheric CO₂+ 200 mmol·mol⁻¹) for two years, were incubated in the laboratory for investigating N₂O emissions and main driving factor(s) influencing the N₂O emissions. The air-dried soils after 7 days of the aerobic pre-incubation at 40% WFPS soil moisture were applied NH₄NO₃ as 250 μg N per gram soil, and aerobically incubated for another 7 days at 80% WFPS soil moisture and at 25 °C for measurements of N₂O and CO₂ emissions and soil mineral N concentrations. The results showed that N₂O and CO₂ emissions from the soils intensively decreased with incubation time. Both N₂O and CO₂ emissions from the soils in the ambient treatment were greater than those in the FACE treatment. The N₂O emissions were positively correlated to the CO₂ emissions from all soils. The increment of exchangeable NH₄⁺ and NO₃⁻ in soil after the incubation days was much less than applied mineral N, indicating that comparable mineral N may be incorporated into microbial soil N during the incubation period. Further study is needed to confirm this observation.

Keywords: nitrous oxide; elevated atmospheric CO₂; soil

大量化石燃料燃烧和土地利用改变导致大气 CO₂ 浓度由工业革命前约 280 mmol·mol⁻¹ 增加到目

前的 379 mmol·mol⁻¹ 左右, 并且这种增加趋势还在继续^[1]。研究表明, 大气 CO₂ 浓度升高已影响到全球生态系统其他温室气体(如 CH₄、N₂O 等)的排放^[1]。目前, 大约有 1/3 的大气 N₂O 来自于人为源排放, 其中农业土壤 N₂O 排放近些年来引起了人们的广泛关注^[1]。有研究表明大气 CO₂ 浓度升高能促进大多数农田生

态系统作物地上及地下部分生物量的增加^[2,3],同时也提高植株的 C/N 比^[4,5]。目前,大气 CO₂ 浓度升高对土壤 N₂O 排放促进^[6]、抑制^[7]和无影响^[8]的情况均有报道。Baggs 等^[6]的研究认为大气 CO₂ 浓度升高对 N₂O 排放的净效应比较复杂,主要取决于土壤中生物可利用 C 和 N 含量。本研究利用采自于无锡 FACE 基地的农田土壤,通过添加水肥进行实验室培养,探讨两年高浓度大气 CO₂ 处理对土壤 N₂O 排放潜力的影响,为田间实验结果分析和有关研究提供基础。

1 材料和方法

1.1 土壤采样

土样采自江苏无锡东郊 (31°37'N, 120°28'E) 的稻-麦轮作 FACE 基地。土壤为太湖地区典型水稻土。耕作层土壤基本性质按常规方法分析^[9]为:砂粒 (0.05~1 mm) 92 g·kg⁻¹,粉砂粒 (0.001~0.05 mm) 657 g·kg⁻¹,粘粒 (<0.001 mm) 251 g·kg⁻¹,容重 1.2 g·cm⁻³,有机碳 15 g·kg⁻¹,总氮 1.59 g·kg⁻¹,总磷 1.23 g·kg⁻¹,速效磷 10.4 mg·kg⁻¹,pH 6.8。取样田块年施肥量 N、P、K 分别为 240 kgN·hm⁻²、145 kgP₂O₅·hm⁻²、145 kgK₂O·hm⁻²。农田试验中 Ambient (背景大气 CO₂ 浓度处理) 和 FACE (背景大气 CO₂ 浓度+200 mmol·mol⁻¹ 处理) 各设 3 个田块。2003 年 6 月小麦收割后,每个实验田块均用土钻采集 0~15 cm 土壤 4 份,充分混合,自然风干后过 2 mm 筛备用,共计 6 个土样。每个土样取 10 g 按 1.2 节所述方法分析土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量。

1.2 土壤 N₂O 和 CO₂ 释放培养

各土样分别取 125 g 置于 PVC 管中,用去离子水调节含水量约为 40%WFPS,用 Whatman 封口膜密封 PVC 管口,在 25 °C 有氧预培养 7 d,然后按 250 μgN·g⁻¹ 比例向土壤中添加 NH₄NO₃ 并充分混匀,增加含水量至 80%WFPS,置于 1 L 的玻璃瓶(带有橡胶密封瓶盖),用 Whatman 封口膜密封瓶口,在 25 °C 有氧培养 7 d。在培养经过 1、2、3、5 和 7 d 时,扣紧瓶盖密封培养 1 h,用注射器采集 2 mL 气样,用带有电子捕获检测器 (ECD) 的气相色谱仪分析气样中 N₂O 和 CO₂ 浓度。至 7 d 气样采集结束,取 25 g 湿土用作土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量分析,同时用烘干法精确测定土壤含水量。

取 2 mol·L⁻¹ 的 KCl 溶液按 5:1 的水土比加入待分析土样中,混合均匀,在 150 r·min⁻¹ 下振荡 30 min 后过滤,用流动注射法分别在 660 nm 和 520 nm 分析

滤液中 NH₄⁺和 NO₃⁻浓度 (Bran+Luebbe AutoAnalyzer 3),计算土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量。

1.3 计算与数据分析

土壤 N₂O 和 CO₂ 排放速率以单位土壤重量在单位时间内气体产生量来计算。不同土壤的 N₂O 和 CO₂ 排放速率及其交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量差异均采用 *t* 检验比较;土壤 N₂O 和 CO₂ 排放速率相关性采用线性回归方法分析。

2 结果分析

2.1 土壤 N₂O 和 CO₂ 排放

图 1a 显示了添加外源氮素 (NH₄NO₃) 后,培养 7 d 过程中土壤 N₂O 排放情况。从图中可以看出,培养初期土壤 N₂O 排放速率较高,Ambient 土壤培养 1 d 和 2 d 后 N₂O 排放速率分别为 31.0 和 5.8 ngN·(h·g)⁻¹;FACE 土壤培养 1 d 和 2 d 后 N₂O 排放速率分别为 7.8 和 1.3 ngN·(h·g)⁻¹。随后两者排放速率迅速递减,3 d 后 Ambient 和 FACE 土壤 N₂O 的排放速率均下降到约 1.0 ngN·(h·g)⁻¹。培养初期(培养 1 d 和 2 d) Ambient 处理土壤 N₂O 排放速率显著大于 FACE 处

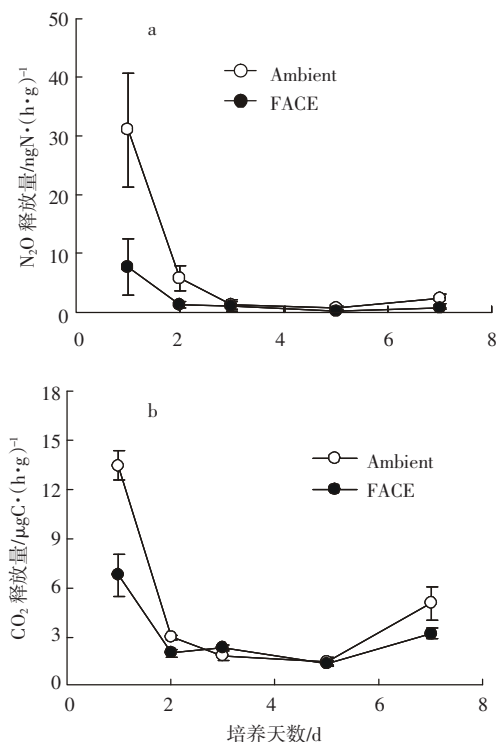


图 1 土壤 N₂O 和 CO₂ 排放随培养时间的变化

Figure 1 Changes in N₂O and CO₂ emissions from the soils with incubation time

理($P < 0.05$),而后期(培养 3、5 和 7 d)的观测结果表明两处理土壤 N₂O 排放速率无显著差异。土壤 CO₂ 排放与 N₂O 排放有相似的规律(图 1b),培养初期 CO₂ 排放速率较高,随后迅速降低。统计分析表明在培养初期(培养 1 d 和 2 d)Ambient 和 FACE 土壤 CO₂ 排放速率有显著差异($P < 0.05$)。通过线性回归分析表明,土壤 N₂O 排放与 CO₂ 排放呈显著正相关($P < 0.01$)(图 2)。

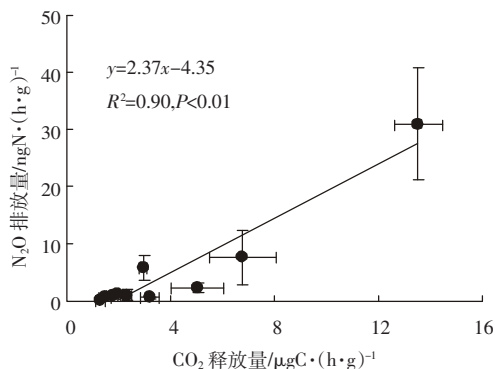


图 2 在 7 d 培养期内土壤 N₂O 排放与 CO₂ 排放的关系

Figure 2 Relationships between N₂O and CO₂ emissions from the soils during the 7-day incubation period

2.2 土壤交换态氮含量

预培养前,通过测定风干土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量表明,两年来大气 CO₂ 浓度升高致使土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量均有降低趋势(图 3)。在施肥培养结束时测定土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量表明,无论是 NH₄⁺含量还是 NO₃⁻含量 Ambient 处理与 FACE 处理均无显著差异。与风干土壤比较,培养后 Ambient 处理的土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量分别增加了 27 μgN·g⁻¹ 和 47 μgN·g⁻¹,FACE 处理的土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量分别增加了 24 μgN·g⁻¹ 和 51 μgN·g⁻¹(图 3)。

3 讨论

土壤培养初期 N₂O 排放速率较高(图 1a),主要是由于重新翻动了土壤,增加了土壤水分,同时施加了矿质氮肥所致^[10]。从图 1b 可以看出,该阶段土壤 CO₂ 排放速率也较高,表明此时土壤营养物质充足,微生物有氧呼吸旺盛,有利于土壤 N₂O 的产生^[6]。

在田间试验中,土壤 N₂O 浓度原位测定表明,大气 CO₂ 浓度升高降低了土壤 0~20 cm 剖面中 N₂O 的产生量,从而减少了土壤 N₂O 的排放,导致小麦田 Ambient 处理土壤 N₂O 排放量显著大于 FACE 处理^[7]。

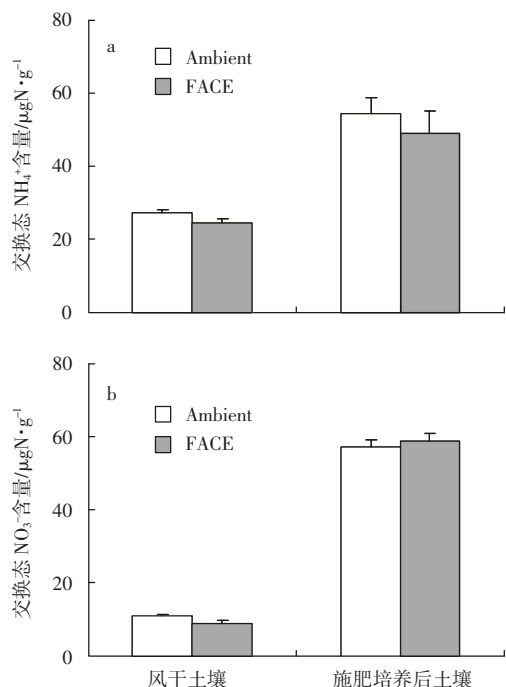


图 3 风干土壤及施入 NH₄NO₃ 培养 7 d 后土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量

Figure 3 Concentrations of exchangeable NH₄⁺ and NO₃⁻ in the air-dried soils and in the soils after 7 days following addition of NH₄NO₃

由图 3 可知,Ambient 处理风干土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量大于 FACE 处理,表明 Ambient 和 FACE 土壤基质不同可能是导致二者土壤 N₂O 排放差异的原因。但风干土壤与大田土壤存在较大水分差异,为使实验室数据与田间数据具有可比性,通过调节水分预培养使土壤接近田间状况后,再进行土壤 N₂O 排放培养观测。在培养过程中,为了避免外源矿质氮加入土壤带来的激发效应而可能掩盖 Ambient 和 FACE 土壤 N₂O 排放差异,土壤 N₂O 排放观测选择在外源氮添加 1 d 后进行。

根据培养前后矿质氮含量的变化可以看出,加入水肥培养后,土壤交换态 NH₄⁺和 NO₃⁻含量均有大幅提高,但培养前后矿质氮增加量约为添加矿质氮的 1/3,表明矿质氮的生物固持量和损失量相当大。这主要是水肥干扰致使培养过程中有相当一部分矿质氮转化为微生物氮,同时硝化和反硝化作用增强,也导致部分氮素以气态形式损失。

培养初期 Ambient 处理土壤 N₂O 排放量显著大于 FACE 处理,这与田间观测结果相吻合。培养后 Ambient 和 FACE 土壤矿质氮无显著差异,说明除氮源外,造成 Ambient 和 FACE 土壤 N₂O 排放差异还存

在其他因素。从图 1b 中可以看出,无论是 Ambient 处理还是 FACE 处理,土壤 CO_2 排放随培养时间呈递减趋势,表明土壤有氧呼吸随培养时间延长而减弱。土壤 N_2O 排放与 CO_2 排放相关性分析表明土壤呼吸应是 N_2O 排放的一个影响因子。这可能暗示土壤碳素状况(如溶解性碳和微生物碳)限制土壤 N_2O 产生过程。Baggs 等在研究瑞士草地土壤 N_2O 排放时,也发现 N_2O 排放与土壤呼吸呈显著正相关,指出只有氮源供给充足情况下, N_2O 排放与土壤呼吸正相关性才成立^[6]。在本研究中,向土壤加入了 $250\ \mu\text{gN}\cdot\text{g}^{-1}$ 矿质氮,交换态氮含量在培养前后大幅增加,这说明土壤微生物可利用氮源是充足的,此时土壤中碳素的有效性可能制约 N_2O 排放。Billings 等认为土壤微生物活性受土壤的碳氮供给平衡影响,碳或氮的供给不足均可成为微生物活性的限制因素^[11]。土壤微生物可利用的碳源主要来源于新鲜有机物或土壤有机质矿化,以及土壤生物体(根系和微生物等)自身分泌或死亡,这些可以直接关系到土壤碳源有效性状况,进而影响碳氮排放过程。许多研究已经表明,来源于高浓度 CO_2 下生长的植物 C/N 比较高,不易分解^[4,5]。我们的研究也发现在 Ambient 处理下生长的小麦秸秆 C/N 为 38/1,而在 FACE 处理下生长的小麦秸秆 C/N 为 47/1^[7]。因此,FACE 处理土壤有机质分解利用速度可能小于 Ambient 处理,致使 FACE 处理土壤呼吸强度弱于 Ambient 处理,土壤硝化及反硝化能力相对较弱,最终导致了 FACE 处理 N_2O 排放低于 Ambient 处理。

4 结论

采自于 Ambient 和 FACE 农田的土壤经室内培养发现,施入土壤的外源矿质氮在 7 d 内约 2/3 被微生物固持和以气态氮形式损失。在添加 $250\ \mu\text{gN}\cdot\text{g}^{-1}$ NH_4NO_3 情况下,Ambient 处理土壤 N_2O 排放高于 FACE 处理,这与田间土壤 N_2O 排放规律相似。在相同情况下,Ambient 处理土壤 CO_2 排放也高于 FACE 处理,且土壤 N_2O 排放与 CO_2 呈显著正相关。分析表明可能由于 Ambient 处理土壤碳素的有效性高于 FACE 处理导致了前者 N_2O 排放高于后者,需作进一步研究来确认这一推断。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2007: Synthesis report. Intergovernmental panel on climate change fourth assessment report[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [2] DeLucia E H, Hamilton J G, Naidu S L, et al. Net primary production of a forest ecosystem with experimental CO_2 enrichment[J]. *Science*, 1999, 284: 1177–1179.
- [3] Smith S D, Huxman T E, Zitzer S F, et al. Elevated CO_2 increases productivity and invasive species success in an arid ecosystem [J]. *Nature*, 2000, 408:79–82.
- [4] Cotrufo M F, Ineson P. Elevated CO_2 reduces field decomposition rates of *Betula pendula* (Roth) leaf litter[J]. *Oecologia*, 1996, 106: 525–530.
- [5] Cotrufo M F, Briones M J I, Ineson P. Elevated CO_2 affects field decomposition rate and palatability of tree leaf litter: Importance of changes in substrate quality [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30: 1565–1571.
- [6] Baggs E M, Richter M, Hartwig U A, et al. Nitrous oxide emissions from grass swards during the eighth year of elevated atmospheric pCO_2 (Swiss FACE)[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9: 1214–1222.
- [7] 徐仲均. 大气 CO_2 浓度升高对稻-麦轮作农田温室气体排放影响的研究[D]. 北京: 中国科学院大气物理研究所, 2005.
XU Zhong-jun. Effects of elevated CO_2 on greenhouse gases emissions from rice-wheat rotation cropland[D]. Beijing: Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Science, 2005.
- [8] Billings S A, Schaeffer S M, Evans R D. Trace N gas losses and N mineralization in Mojave desert soils exposed to elevated CO_2 [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34: 1777–1784.
- [9] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
Institute of Soil Science, CAS. Physiochemical analysis of soil [M]. Shanghai: Shanghai Scientific and Technical Press, 1978.
- [10] 蒋静艳, 黄 耀. 农业土壤 N_2O 排放的研究进展[J]. 农业环境保护, 2001, 20 (1): 51–54.
JIANG Jing-yan, HUANG Yao. Advance in research of N_2O emission from agricultural soils [J]. *Agro-environmental protection*, 2001, 20(1): 51–54.
- [11] Hu S, Chapin III F S, Firestone M K, et al. Nitrogen limitation of microbial decomposition in a grassland under elevated CO_2 [J]. *Nature*, 2001, 409: 188–191.

致谢: 本研究还得到中国科学院南京土壤研究所刘钢、韩勇,比利时根特大学 Jan Vermeulen 协助。