

中国茶园 N_2O 排放及其影响因素

姚志生, 王燕, 王睿, 刘春岩, 郑循华

引用本文:

姚志生, 王燕, 王睿, 等. 中国茶园 N_2O 排放及其影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4): 715–725.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0137>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

农田氧化亚氮减排的关键是合理施氮

李玥, 巨晓棠

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 842–851 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0245>

集约化菜地 N_2O 排放及减排——基于文献整合分析

吴震, 陈安枫, 朱爽阁, 熊正琴

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 707–714 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0018>

放牧草地氧化亚氮排放: 研究进展与展望

黄俊翔, 刘春岩, 姚志生, 郑循华, 倪长健

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 700–706 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0093>

中亚热带丘陵区茶园和林地土壤春季 N_2O 排放及其影响因素

何志龙, 周维, 田亚男, MuhammadShaaban, 林杉

农业环境科学学报. 2016, 35(6): 1210–1217 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.06.026>

农田 N_2O 排放时空格局的形成机理和全球评估

周丰, 崔晓庆, 尚子吟, 王琪慧

农业环境科学学报. 2020, 39(4): 680–690 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0113>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

姚志生, 王 燕, 王 睿, 等. 中国茶园 N_2O 排放及其影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4): 715–725.

YAO Zhi-sheng, WANG Yan, WANG Rui, et al. Nitrous oxide emissions and controlling factors of tea plantations in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(4): 715–725.



开放科学 OSID

中国茶园 N_2O 排放及其影响因素

姚志生¹, 王 燕¹, 王 睿¹, 刘春岩¹, 郑循华^{1,2}

(1. 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理与大气化学国家重点实验室, 北京 100029; 2. 中国科学院大学地球与行星科学学院, 北京 100049)

摘要: 茶叶作为一种广受欢迎的天然饮料在中国经济和文化方面具有重要作用, 但高氮肥投入的茶园种植系统也引起了一系列的环境问题, 如土壤酸化和温室气体氧化亚氮(N_2O)排放。迄今为止, 尽管在茶园生态系统中已开展了一些田间观测研究, 但对于中国茶园 N_2O 排放总量及其影响因素仍缺乏全面的评估和量化。本研究基于田间观测研究的文献数据(共收集 70 个数据, 其中包括 45 个常规施肥处理和 25 个不施肥处理)荟萃(Meta)分析, 定量分析了基于环境因子(气候和土壤性质)和管理措施影响条件下中国茶园 N_2O 年排放和直接排放系数(EF_d)的变化特征。结果表明, 中国茶园平均 N_2O 年排放量为 $9.55 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (95% 置信区间为 $7.54 \sim 11.9 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 高于我国粮食作物农田的排放; 茶园的 EF_d 为 1.92% (95% 置信区间为 1.49%~2.39%), 约是 IPCC 建议的全球农田 N_2O 排放系数默认值 1% 的两倍。综合分析茶园 N_2O 排放的影响因子表明, 氮肥施用量是土壤 N_2O 年排放量的关键驱动因素, 且二者呈显著线性正相关关系。而 EF_d 则主要受土壤 C/N 和黏粒含量的协同影响, 且与二者呈显著负相关关系。基于中国茶园种植总面积(仅占 <2% 的中国农田总面积)和主要茶区的年平均氮肥施用量以及本研究的 EF_d , 估算出 2018 年我国茶园 N_2O 排放总量为 $28 \text{ Gg N} \cdot \text{a}^{-1}$, 约占中国农田总排放量的 15%。可见, 茶园在中国农田种植系统中是大气 N_2O 的强排放源。本研究进一步分析表明, 茶园施用有机无机复混肥或新型肥料(如缓控释肥或添加生物炭), 可有效地提高茶树的氮肥利用率并减少土壤 N_2O 排放。

关键词: 茶园; 温室气体; 氧化亚氮; 施肥农田; 排放系数

中图分类号: X511 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2020)04-0715-11 doi:10.11654/jaes.2020-0137

Nitrous oxide emissions and controlling factors of tea plantations in China

YAO Zhi-sheng¹, WANG Yan¹, WANG Rui¹, LIU Chun-yan¹, ZHENG Xun-hua^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China; 2. College of Earth and Planetary Sciences, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Tea, as a popular beverage, plays an important role for local cultural and economic developments in China, but its cultivation with high amounts of nitrogen (N) application results in environmental degradation, such as soil acidification and high emissions of greenhouse gas nitrous oxide (N_2O). So far, however, our understanding and quantification of total N_2O emissions from tea plantations in China remain unclear, though several observations have been conducted at a site-level. Based on 70 datasets (including 45 and 25 datasets for fertilized and unfertilized treatments, respectively) extracted from in-situ field studies, we performed a comprehensive synthesis to characterize and quantify annual N_2O emissions and direct emission factors (EF_d s) in dependence of environmental factors (i.e. climate and soil properties) and management practices across Chinese tea plantations. Results showed that mean annual N_2O emissions across tea plantations in China were estimated to be $9.55 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (with 95% confidence intervals of $7.54 \sim 11.9 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), higher than those in Chinese

收稿日期: 2020-02-08 录用日期: 2020-03-09

作者简介: 姚志生 (1979—), 男, 河南开封人, 博士, 研究员, 主要从事碳氮生物地球化学循环、陆气碳氮交换与全球环境变化研究。

E-mail: zhishengyao@mail.iap.ac.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41977282, 41675144, 41305129)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (41977282, 41675144, 41305129)

major cereal croplands. Also, the analysis yields a mean EF_d for tea in China equaled to 1.92% (with 95% confidence intervals of 1.49%~2.39%), being double as high as the IPCC default value of 1% for global crops. Across all the datasets, a regression analysis showed that N application rate was key factor driving annual N_2O emissions, both exerting a significant positive linear correlation. While the EF_d was mainly regulated by the combined effects of soil C/N ratio and clay content, i.e. EF_d being strongly negatively correlated with soil C/N ratio and clay content. On basis of the current estimated mean EF_d for tea, the tea planting area, and the N fertilizer application rate, total N_2O emissions from Chinese tea plantations in 2018 were estimated to be approximately 28 Gg $N \cdot a^{-1}$, contributing up to 15% of total cropland N_2O emissions. This suggested that although the area of tea was small (only accounting for <2% of Chinese total cropland area), tea plantations were hotspots of N_2O emissions in the crop production sector. To address high emission characteristics of tea plantations, our results also revealed that applying the combination of synthetic and organic N fertilization, controlled-release fertilizers or biochar amendment to Chinese tea plantations was a promising management strategy for increasing N-use efficiency while effectively reducing soil N_2O emissions.

Keywords: tea plantation; greenhouse gas; nitrous oxide; fertilized cropland; emission factor

氧化亚氮(N_2O)是被《联合国气候变化框架公约》的《巴黎协定》列为仅次于二氧化碳(CO_2)和甲烷(CH_4)的严格管制温室气体,其在大气中的滞留时间长达131年,并且在100年时间尺度上的全球增温潜势约为 CO_2 的298倍,是 CH_4 的9倍^[1]。同时, N_2O 也会从对流层进入平流层,在平流层中和臭氧(O_3)发生光化学反应,是本世纪破坏平流层臭氧的最重要物质^[2]。农业土壤是大气 N_2O 的主要人为排放源,对全球人为 N_2O 总排放的贡献率达到60%^[3]。而在农业生态系统中,施用合成氮肥及有机肥是造成土壤 N_2O 排放的最主要且最直接方式。据估计,由于施肥量的增加,到2030年农田 N_2O 排放量将增加35%~60%^[4],成为全球农业可持续发展所面临的巨大挑战。因此,减少施肥农田 N_2O 排放,特别是针对高氮肥投入量下经济农作物种植系统(如蔬菜地、茶园)的 N_2O 减排,对缓解我国及全球气候环境变化具有重要意义。

茶树作为全球最主要的农业经济作物之一,广泛种植于热带和亚热带地区。目前,全世界有超过62个国家种植茶树。其中,中国是世界上茶叶种植历史最悠久、生产量最大的国家。据统计,到2018年底我国茶叶种植面积达到298.6万 hm^2 ,产量为261万t,分别占世界茶园总量的47%和41%^[5-6]。为了获得高品质的茶叶,茶农通常在茶园中施加大量的无机和有机氮肥以增加叶片中游离氨基酸(尤其是茶氨酸)的含量^[7-8]。现阶段我国茶园氮肥施用量在450~1200 kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$,平均施入量达到491 kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ ^[9-11]。另外,由于茶树大多生长在高热高湿、透水性良好的酸性土壤中,过量施用氮肥会导致茶园土壤进一步酸化^[12]。并且,随着茶树的生长,茶农对茶树修剪次数增加,修剪后的枝叶均留在茶园土壤表层,加上茶农施入的大量有机肥,使茶园土壤中的有机质含量逐渐提高^[13]。因此,高氮肥投入和茶园的酸化以及有机碳

含量的增加过程会协同影响土壤中微生物的结构和功能,从而促进土壤中硝化和反硝化作用过程中 N_2O 的产生和排放^[10,14]。截至目前,一些研究已经证实茶园具有较高的 N_2O 排放。例如,Yao等^[13]对茶园进行连续周年的原位观测表明,茶园 N_2O 排放量为14.4~32.7 kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$,显著高于邻近的粮食作物农田。Jumadi等^[15]对印度尼西亚酸性土壤温室气体排放的研究表明,与森林(马尾松树)和农田(马铃薯)土壤相比,茶园土壤 N_2O 年排放量最高,达32.41 kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 。虽然国内外学者对茶园 N_2O 高排放研究的报道是一致的^[16-17],但由于各研究地点的气候类型、管理措施和土壤性质多样化,这些因素均可能影响茶园 N_2O 排放。因此,非常有必要进一步明确各种因素对茶园土壤 N_2O 排放的影响效应特征。

尽管茶园已经逐渐成为一个不可忽视的农田 N_2O 排放源,但国内外有关农业土壤 N_2O 排放的估算却不包含茶园这一独特酸性土壤条件下的 N_2O 排放数据^[18-20]。迄今为止,针对我国茶园 N_2O 排放特征的研究大多集中在单个试验点尺度^[10,17,21],有关全国茶园的 N_2O 排放量和直接排放系数(EF_d)的定量分析却鲜有报道。因此,本研究运用文献荟萃(Meta)分析方法,基于现有的田间观测数据,定量分析出中国茶园平均 N_2O 年排放量和 EF_d ,并依据此排放系数估算出我国茶园 N_2O 总排放量;同时,从气候、管理措施和土壤性质等方面探讨影响我国茶园 N_2O 排放的关键因子。研究结果将为我国制定有效的茶园 N_2O 减排方案提供科学依据,并为准确编制国家农田 N_2O 排放清单提供关键参数。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本研究通过中国知网(CNKI)和Web of Science

数据库搜集筛选出中国范围内关于茶园 N₂O 田间原位观测的文献。中文文献基于关键词“氧化亚氮”和“茶”,依据“主题”进行检索。英文文献基于布尔逻辑式 China*AND“N₂O”AND“tea”AND“nitrous oxide”进行检索。文献检索截止日期为2019年12月。筛选标准如下:(1)研究对象为中国茶园;(2)收集的数据均来自田间原位观测且观测周期不少于一年;(3)N₂O 观测方法为静态暗箱-气相色谱法;(4)田间试验处理包含常规化肥(尿素和复合肥料)、常规有机肥(饼肥、堆肥、鸡粪、牛粪、猪粪、油菜籽渣和秸秆)、有机无机复混肥等一个或多个处理,且各试验应具有明确的不施肥处理对照(极个别对照处理缺失数据由邻近试验地点估算获得)。根据以上标准,最终筛选出13篇文献^[9-10,13,17,21-29],共70个数据,包括45个施肥处理数据和25个不施肥处理数据(表1)。并对符合标准的文献提取区域、试验点位置、气候(降雨量和温度)、管理措施(施氮量和肥料类型)、土壤性质(土壤有机碳/SOC、全氮/TN、C/N、pH和黏粒含量)、N₂O排放量、EF_d等信息,建立中国茶园 N₂O 数据库。此外,施用缓控释肥和添加生物炭的处理($n=10$)作为单独的新型肥料管理措施用于评估不同肥料类型对茶园 N₂O 排放和 EF_d 的影响;但由于此类处理对 N₂O 排放会产生明显抑制效应^[21,23],因此这些处理的数据不被用于定量本研究中中国茶园的 N₂O 年排放量和 EF_d。

1.2 数据处理与统计分析

本研究利用建立的数据库,依据保证数据的完整程度及总体分布,而又最大程度地实现组内均质化的原则^[30],对获得的数据以多种方式进行分组,用于探究环境因素(气候和土壤性质)和管理措施对茶园 N₂O 排放和 EF_d 的影响。具体指标包括:降雨量、施氮量、肥料类型、SOC、TN、C/N、pH 和黏粒含量等。

对于统计分析,本研究采用 EF_d 作为效应值进行 Meta 分析^[31-32]。单位施氮量下施肥处理与不施肥处理平均 N₂O 年排放量的差值定义为直接排放系数(EF_d),其计算公式为:

$$EF_d = (E_f - E_0) / N \times 100\%$$

式中: E_f 为施肥处理的平均 N₂O 年排放量, $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; E_0 为不施肥处理的平均 N₂O 年排放量, $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; N 为茶园平均氮肥施入量, $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

由于大多数文献缺少效应值(EF_d)的标准偏差或标准误差的数据,因此本研究利用试验处理重复次数的方法计算效应值的权重(weight)^[32],具体计算公式如下:

$$\text{weight} = (N_{\text{施肥}} \times N_{\text{不施肥}}) / (N_{\text{施肥}} + N_{\text{不施肥}})$$

式中, $N_{\text{施肥}}$ 和 $N_{\text{不施肥}}$ 分别表示施肥处理和不施肥处理的试验重复次数。

此外,为了进一步确定 Meta 分析的稳健性,使用各研究中施肥处理和不施肥处理下的 N₂O 排放量计算响应比(Response ratio, RR),即:

$$RR = \ln(E_f / E_0)$$

经 Kolmogorov-Smirnov 检验^[33],各研究的响应比均满足正态分布($P>0.05$),表明纳入数据库中的样本数据可以用于 Meta 分析^[31]。本研究使用 MetaWin 2.1 进行 Meta 分析^[34],选择随机分类效应模型进行加权平均效应值的计算,并使用自助抽样法(999次)计算不同分组平均效应值的95%置信区间(Confidence interval, CI)。若各组平均值的95%置信区间互不重叠,则认为各效应值之间在 $\alpha=0.05$ 水平上显著相关^[35]。同样,若各组平均效应值(EF_d)的95%置信区间与政府间气候变化专门委员会(IPCC)提供的排放系数默认值1%^[36]不重叠,则说明该组的平均 EF_d 值和1%之间具有显著差异。此外,利用多元线性逐步回归相关分析方法探究哪种因子(气候、土壤性质及管理措施)是茶园 N₂O 排放的关键影响因素。

本研究统计检验采用 SPSS 19.0,并使用 Excel 2007 和 Origin 8.5 进行数据处理与作图,对部分文献中以图片形式呈现的数据,采用 GetData Graph Digitizer 2.24 进行数字化处理。

2 结果与分析

2.1 N₂O 排放及其影响因素

基于全国茶园45个常规施肥处理和25个不施肥处理 N₂O 数据计算得出,施肥茶园土壤的平均 N₂O 年排放量为 $9.55 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (CI: $7.54 \sim 11.9 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$),而对照不施肥处理的平均 N₂O 年排放量为 $1.38 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (CI: $0.64 \sim 2.12 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (图1)。

通过分别对气候、管理措施或土壤性质的影响分析表明,茶园 N₂O 排放主要受施肥类型和土壤 SOC 含量、C/N 以及黏粒含量的影响,而受降雨量和土壤 pH 的影响不明显(表2)。尽管化肥的施入量大于有机肥,但二者的平均 N₂O 年排放量分别为 $14.7 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $12.3 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,无显著差异;再者,尽管有机无机复混肥的施入量与化肥相当,但其排放量 ($7.63 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 却低于化肥处理。并且,与化肥处理相比,新型肥料(即缓控释肥和添加生物炭)的施用降低了51%的 N₂O 年排放量,达到与有机无机复混

表1 中国茶园氧化亚氮(N_2O)年排放和直接排放系数(EF_d)的分析数据来源Table 1 Sources of data used in the analysis of annual nitrous oxide(N_2O) emissions and direct N_2O emission factor(EF_d) across tea plantations in China

年均降雨量 MAP/mm	年均温度 MAT/℃	质地 Texture/%			有机碳 SOC/ g C·kg ⁻¹	全氮 TN/ g N·kg ⁻¹	C/N	容重 BD/ g·cm ⁻³	pH	施氮量 N rates/ kg N·hm ⁻² ·a ⁻¹	肥料类型 Fertilizer type			年份 Year	重复 Re.	N ₂ O年排放量 Annual N ₂ O emissions/kg N·hm ⁻² ·a ⁻¹		直接排 放系数 EF _d /%	参考 文献 Reference
		砂粒 Sand	粉粒 Silt	黏粒 Clay							化肥 Synthetic	有机肥 Manure	新型肥 New type			施肥 Fertilization	不施肥 Unfertilization		
湖北省,十堰市,房县(32°07′22″N,110°43′11″E)																			
804	14.9	48	39.3	12.7	13.6	1.51	9	1.25	5.0	450	尿素		2012—2013	4	21.10±2.50	6.20±0.30	3.30±0.50	[10]	
804	14.9	48	39.3	12.7	13.6	1.51	9	1.25	5.0	450	饼肥		2012—2013	4	32.70±0.70		5.90±0.20	[10]	
890	14.6	48	39.3	12.7	13.6	1.51	9	1.25	5.0	450	饼肥		2013—2014	4	28.10±1.30	1.90±0.10	5.80±0.30	[10]	
890	14.6	48	39.3	12.7	13.6	1.51	9	1.25	5.0	450	尿素		2013—2014	4	14.40±2.60		2.80±0.60	[10]	
914	14.2	48.2	39.6	12.2	12.9	1.38	9.3	1.21	5.4	450	尿素		2013—2014	4	15.38±0.35	4.26±0.61	2.47	[13]	
914	14.2	48.2	39.6	12.2	12.9	1.38	9.3	1.21	5.4	450	饼肥		2013—2014	4	20.69±0.87		3.65	[13]	
湖南省,长沙市(28°35′50″N,113°19′58″E)																			
1330	17.5			25	11.1	0.86	12.91	1.26	4.5	450	尿素	油菜籽渣	2010—2011	3	17.20	7.10	2.23	[22]	
1330	17.5			25	11.1	0.86	12.91	1.26	4.5	450	尿素	油菜籽渣、 秸秆	2010—2011	3	16.70		1.91	[22]	
1330	17.5			25	11.1	0.86	12.91	1.26	4	225		缓控释肥	2014—2015	3	5.79±0.10	0.58±0.05	2.32	[23]	
1330	17.5			25	11.1	0.86	12.91	1.26	4	400	尿素		2014—2015	3	6.66±1.38		1.52	[23]	
1330	17.5			25	11.1	0.86	12.91	1.26	4	450	尿素	油菜籽渣	2014—2015	3	7.00±1.59		1.43	[23]	
1330	17.5			25	11.1	0.86	12.91	1.26	4	450	尿素	油菜籽渣	添加生物炭	2014—2015	3	8.28±0.72		1.71	[23]
1330	17.5			25	11.1	0.86	12.91	1.26	4	450	尿素	油菜籽渣	添加生物炭	2014—2015	3	9.03±0.93		1.88	[23]
1330	17.5			25	11.1	0.86	12.91	1.26	4	450	尿素	油菜籽渣	2014—2015	3	5.93±0.41		1.19	[23]	
1330	17.5			24.5	11.1	0.86	12.91	1.26	4.5	450	尿素	油菜籽渣	2013	4	7.80±1.90	0.83±0.06	1.55	[21]	
1330	17.5			24.5	11.1	0.86	12.91	1.26	4.5	450	尿素	油菜籽渣	2014	4	15.20±1.00	0.60±0.02	3.24	[21]	
1330	17.5			19.5	6.27	0.34	18.75	1.21	4.47	100	尿素	油菜籽渣	2014	3	1.19±0.16	0.60±0.02	0.59	[24]	
1330	17.5			13.6	6.32	0.36	17.38	1.21	4.33	120		油菜籽渣、 秸秆	2013	3	4.00±0.43	0.83±0.06	2.64±0.05	[24]	
1330	17.5			19.9	8.03	0.35	22.82	1.33	4.61	300	尿素	油菜籽渣	2015	3	1.53±0.33	0.56±0.08	0.32±0.05	[24]	
1330	17.5			19.8	8.66	0.37	23.53	1.33	4.46	450	尿素	油菜籽渣	2016	3	3.24±0.28	0.53±0.07	0.60±0.02	[24]	
1330	17.5			19.7	8.84	0.40	22.11	1.33	4.21	450	尿素	油菜籽渣	2017	3	5.28±0.72	0.55±0.05	1.05±0.09	[24]	
1433	17.5			24.5	9.82	0.77	12.75	1.26	4.16	225		饼肥	缓控释肥	2014	3	5.67±0.62	0.60±0.02	2.25	[25]
1433	17.5			24.5	9.82	0.77	12.75	1.26	4.16	450	尿素	饼肥	2014	3	8.92±2.40		1.85	[25]	
1433	17.5			24.5	9.82	0.77	12.75	1.26	4.16	225		饼肥	缓控释肥	2015	3	5.86±1.28	0.56±0.08	2.36	[25]
1433	17.5			24.5	9.82	0.77	12.75	1.26	4.16	450	尿素	饼肥	2015	3	5.74±0.69		1.15	[25]	
1433	17.5			24.5	9.82	0.77	12.75	1.26	4.16	225		饼肥	缓控释肥	2016	3	5.90±0.11	0.53±0.07	2.39	[25]
1433	17.5			24.5	9.82	0.77	12.75	1.26	4.16	450	尿素	饼肥	2016	3	8.98±1.17		1.88	[25]	
1779	17.2	45.0	27.3	27.7	8.93*	0.86	10.38	1.26	4.24	550	尿素	饼肥	添加生物炭	2014	3	8.40±1.45	0.60±0.02	1.42	[26]
1284	17.2	45.0	27.3	27.7	8.93*	0.86	10.38	1.26	4.24	570	尿素	饼肥	2014	3	8.08±2.41		1.31	[26]	
1779	17.2	45.0	27.3	27.7	8.93*	0.86	10.38	1.26	4.24	550	尿素	饼肥	添加生物炭	2015	3	10.30±2.54	0.56±0.08	1.77	[26]
1413	17.2	45.0	27.3	27.7	8.93*	0.86	10.38	1.26	4.24	570	尿素	饼肥	2015	3	5.47±1.31		0.86	[26]	
1779	17.2	45.0	27.3	27.7	8.93*	0.86	10.38	1.26	4.24	550	尿素	饼肥	添加生物炭	2016	33	10.65±2.43	0.53±0.07	1.84	[26]
1779	17.2	45.0	27.3	27.7	8.93*	0.86	10.38	1.26	4.24	570	尿素	饼肥	2016	3	6.08±1.79		0.97	[26]	
1283	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	405	尿素	饼肥	2014	3	8.48±0.70	0.60±0.02	1.95	[27]	
1283	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	450	尿素	饼肥	2014	3	8.67±1.29		1.79	[27]	
1283	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	450	尿素	饼肥	2014	3	6.96±0.52		1.41	[27]	
1413	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	405	尿素	饼肥	2015	3	5.10±0.40	0.56±0.08	1.12	[27]	
1413	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	450	尿素	饼肥	2015	3	5.89±0.59		1.18	[27]	

续表 1 中国茶园氧化亚氮(N₂O)年排放和直接排放系数(EF_d)的分析数据来源
Continued table 1 Sources of data used in the analysis of annual nitrous oxide(N₂O) emissions and direct N₂O emission factor(EF_d)
across tea plantations in China

年均降雨量 MAP/mm	年均温度 MAT/℃	质地 Texture/%			有机碳 SOC/ g C·kg ⁻¹	全氮 TN/ g N·kg ⁻¹	C/N	容重 BD/ g·cm ⁻³	pH	施氮量 N rates/ kg N·hm ⁻² ·a ⁻¹	肥料类型 Fertilizer type			年份 Year	重复 Re.	N ₂ O年排放量 Annual N ₂ O emissions/kg N·hm ⁻² ·a ⁻¹		直接排 放系数 EF _d /%	参考 文献 Reference
		砂粒 Sand	粉粒 Silt	黏粒 Clay							化肥 Synthetic	有机肥 Manure	新型肥 New type			施肥 Fertilization	不施肥 Unfertilization		
1413	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	450	尿素	饼肥		2015	3	5.83±0.61		1.17	[27]
1602	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	405	尿素	饼肥		2016	3	7.35±0.63	0.53±0.07	1.68	[27]
1602	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	450	尿素	饼肥		2016	3	8.47±0.50		1.76	[27]
1602	17.5			24.5	9.65	0.74	13.04	1.27	4.16	450	尿素	饼肥		2016	3	10.09±0.89		2.12	[27]
湖北省,咸宁市(29°02′N~30°18′N,133°31′E~144°58′E)																			
1405	20.9	53.4	29.5	17.1	15.27*	1.34	11.40	1.32	3.98	64	NPK	农家肥		2011—2012	3	5.67	0.58	8.00	[28]
1405	20.9	45.3	45.3	15.7	17.16	1.04	16.50	1.41	4.57	476	尿素、复 合肥	鸡粪		2014—2015	3	3.66	0.58	0.65	[29]
1405	20.9	48.6	25.2	16.3	24.2	1.37	17.66	1.43	4.43	1015	饼肥			2014—2015	3	10.34		0.96	[29]
1405	20.9	51.4	51.4	16.8	20.67	1.27	16.28	1.55	4.55	1015	饼肥			2014—2015	3	11.57		1.08	[29]
浙江省,杭州市(30°14′N,120°09′E)																			
1597	17.3			31.1	17.1	1.5	11.4	1.18	3.89	300	尿素、复 合肥			2009—2010	4	4.28±2.51	1.80	0.83	[9]
1597	17.3			44.3	21.3	2	10.7	1.1	3.43	600	尿素、复 合肥			2009—2010	4	11.78±3.92		1.66	[9]
1597	17.3			30.3	39.3	3.8	10.3	1.09	3.32	900	尿素、复 合肥			2009—2010	4	30.93±4.88		3.24	[9]
江苏省,句容市(31°92′N,119°27′E)																			
1019	15.5	63.9	18.8	17.3	24.1	2.5	9.64	0.46	4.4	150	尿素			2015—2016	4	4.75±0.09	1.86±0.05	1.93	[17]
1019	15.5	63.9	18.8	17.3	24.1	2.5	9.64	0.46	4.4	150		饼肥		2015—2016	4	5.37±0.19		2.34	[17]
1019	15.5	63.9	18.8	17.3	24.1	2.5	9.64	0.46	4.4	150		堆肥、猪粪		2015—2016	4	2.14±0.12		0.19	[17]
1019	15.5	63.9	18.8	17.3	24.1	2.5	9.64	0.46	4.4	150		堆肥、牛粪		2015—2016	4	2.47±1.59		0.41	[17]
1019	15.5	63.9	18.8	17.3	24.1	2.5	9.64	0.46	4.4	150		堆肥、鸡粪	添加生物炭	2015—2016	4	1.98±0.06		0.08	[17]
1019	15.5	63.9	18.8	17.3	24.1	2.5	9.64	0.46	4.4	150		堆肥、鸡粪		2015—2016	4	2.58±0.06		0.48	[17]

注: *由公式有机碳(SOC, g·kg⁻¹)=有机质(SOM, g·kg⁻¹)/1.724 计算。
Note: *data are calculated as Soil organic carbon(SOC, g·kg⁻¹)=Soil organic matter(SOM, g·kg⁻¹)/1.724.

肥处理在一个同样低的排放水平。对于土壤性质而言,茶园的 N₂O 年排放量随着 SOC 含量的增加而增加,但却随 C/N 和黏粒含量的增加而降低。当 SOC≥10 g C·kg⁻¹ 时,平均 N₂O 年排放量为 12.2 kg N·hm⁻²·a⁻¹,是 SOC<10 g C·kg⁻¹ 时 N₂O 排放量的两倍(P<0.05)。当 C/N<10 或黏粒含量<15% 时,茶园 N₂O 排放达到最大,分别为 13.6 kg N·hm⁻²·a⁻¹ 和 19.5 kg N·hm⁻²·a⁻¹。

利用全部(70 个)数据开展多元线性逐步回归分析环境因子(气候和土壤性质)和管理措施的影响时表明,氮肥施用量对茶园 N₂O 排放起着主导作用。如图 2 所示,茶园 N₂O 年排放量与氮肥施用量之间呈显著正相关关系(P<0.01),回归方程为 N₂O=0.018N+1.70(R²=0.42)。说明茶园 N₂O 年排放量随着氮肥投入量的增加而增加,并且氮肥施用量的变化能够解释

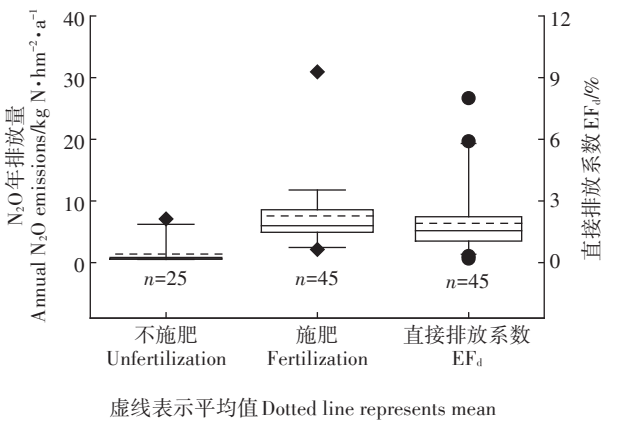


图 1 不施肥和施肥处理下的中国茶园 N₂O 年排放量和直接排放系数(EF_d)
Figure 1 Annual N₂O emissions and direct emission factor(EF_d) of the unfertilized and fertilized tea plantations in China

约42%的 N_2O 排放变化。

2.2 EF_d 及其影响因素

通过对45个常规施肥茶园数据进行分析表明,中国茶园的平均 N_2O 年 EF_d 为1.92%,其95%置信区间范围为1.49%~2.39%(图1)。

图3是气候、管理措施或土壤性质的影响效应分析结果。尽管降雨量对 EF_d 无明显影响,但无论是<1500 mm还是 ≥ 1500 mm,茶园的平均 EF_d 均显著高于IPCC推荐排放系数1%($P<0.05$)。在施肥类型方面,化肥和有机肥处理的平均 EF_d 分别为2.32%($n=7$)和2.68%($n=8$),高于有机无机复混肥(1.59%, $n=30$)和新型肥处理(1.76%, $n=10$)。相对于施肥量 $N<250$ kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 和 >500 kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 处理, N 为250~500 kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$ 处理的平均 EF_d (2.02%, $n=30$)显著大于IPCC推荐排放系数1%($P<0.05$)。对于土壤性质的分组而言,除 $C/N>15$ 和黏粒含量 $>25\%$ 外,其余组的平均 EF_d 均与IPCC的推荐值1%存在显著差异($P<0.05$)。其中,茶园的平均 EF_d 随着土壤SOC和TN的增加而增大,最大值分别出现在 $SOC \geq 10$ g $C \cdot kg^{-1}$ 和 $TN \geq 1$ g $N \cdot kg^{-1}$ 时, EF_d 分别为2.33%($n=25$)和2.5%($n=18$)。相反,茶园的平均 EF_d 却随土壤 C/N 的增加而减

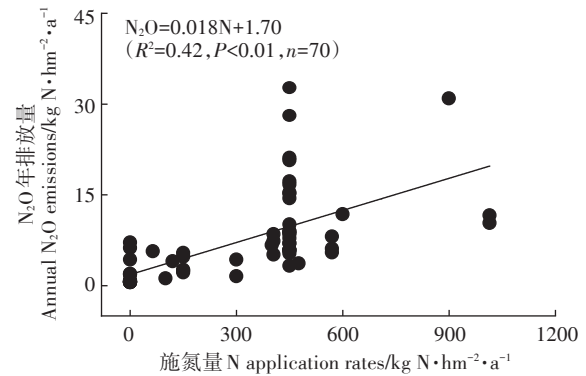


图2 中国茶园施氮(N)量与 N_2O 年排放量之间的关系
Figure 2 Relationship between nitrogen(N) application rate and annual N_2O emissions across tea plantations in China

小,且当 $C/N>15$ 时,其 EF_d (0.99%, $n=8$)相较于 $C/N<10$ 时的值(2.66%, $n=11$)显著减小($P<0.05$)。与黏粒含量 $<15\%$ 的值(3.87%, $n=7$)相比, EF_d 在黏粒含量15%~25%和 $>25\%$ 时的值均显著降低($P<0.05$),分别为1.55%($n=32$)和1.5%($n=6$)。此外,尽管土壤pH对茶园 EF_d 的影响并不显著,但随着土壤pH的降低,茶园 EF_d 的值呈现增加的趋势,其在土壤pH <4.1 和4.1~5.4时的值分别为2.44%($n=7$)和1.82%($n=38$)。

综合分析环境因子(气候和土壤性质)和管理措

表2 气候、管理措施和土壤性质对中国茶园 N_2O 年排放量和施氮(N)量的影响

Table 2 Effects of climate, managements and soil properties on annual N_2O emissions and nitrogen(N) application rates from tea plantations in China

项目 Items			样本数 <i>n</i>	施氮量 N application rates/kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$		N_2O 年排放量 Annual N_2O emissions/kg $N \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$	
				平均值 Mean	95% CIs	平均值 Mean	95% CIs
气候	降雨量/mm	<1500	38	412a	352~477	9.23a	7.05~11.7
		≥ 1500	7	525a	394~675	11.3a	6.21~19.1
管理措施	肥料类型	化肥	7	471a	300~664	14.7a	8.41~22.2
		有机肥	8	259a	145~375	12.3a	3.43~21.3
		有机无机复混肥	30	465a	403~534	7.63a	6.39~9.07
		新型肥*	10	360a	256~462	7.19a	5.48~8.72
土壤性质	SOC/g $C \cdot kg^{-1}$	<10	20	420a	362~468	6.27b	5.18~7.33
		≥ 10	25	437a	341~539	12.2a	8.64~15.9
	C/N	<10	11	314b	210~404	13.6a	7.80~20.4
		10~15	26	459ab	409~511	9.20a	7.47~11.6
		>15	8	491a	248~759	5.10b	2.49~7.40
	黏粒含量/%	<15	7	403a	303~450	19.5a	12.4~26.4
		15~25	32	406a	336~480	7.09b	5.81~8.44
		>25	6	585a	435~739	11.1ab	5.28~20.1
	pH	<4.1	7	452a	278~660	10.3a	5.39~18.6
		4.1~5.4	38	425a	366~489	9.41a	7.19~11.8

注:同列不同字母表示亚组间差异显著($P<0.05$);*新型肥包含缓控释肥和添加生物炭。

Note: The different letters in a column indicate significant differences among subgroups at $P<0.05$; *The new type fertilizers conclude controlled-release fertilizers and biochar amendment.

施对茶园EF_d的影响,结果表明,与N₂O排放量变化的主制因子不同,茶园的EF_d变化并不受氮肥施入量变化的显著影响,而主要受土壤C/N和黏粒含量变化的影响(图4)。且茶园的EF_d与土壤C/N和黏粒含量呈显著负相关关系,回归方程为 $EF_d = 5.71 - 0.16C/N - 0.079Clay$ ($R^2 = 0.21, P < 0.01$)。也就是说,土壤C/N和黏粒含量变化的协同影响可以解释约21%茶园EF_d的变化。

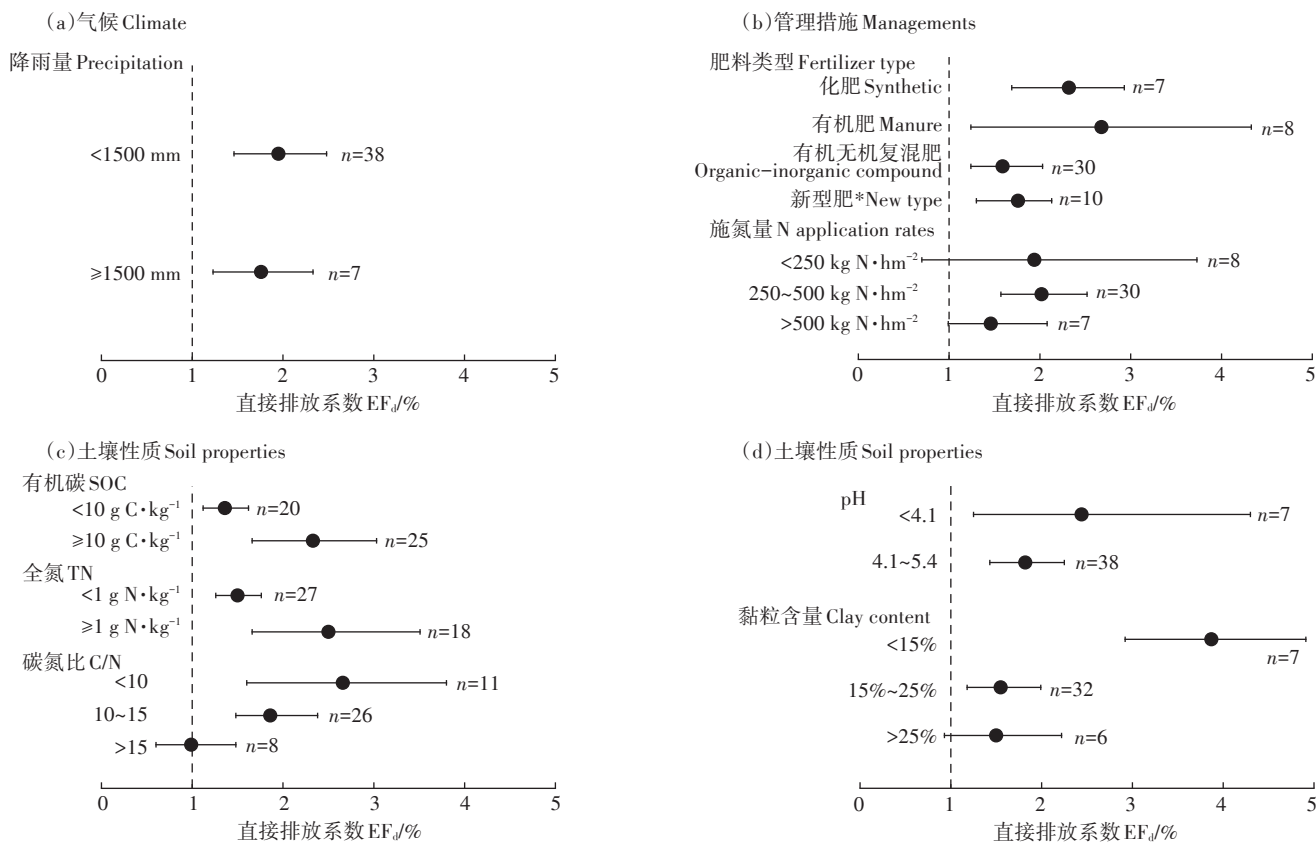
3 讨论

3.1 中国茶园N₂O排放和EF_d的影响因素分析

通过文献调研建立中国茶园N₂O排放数据库,并对这些文献数据进行荟萃分析表明,中国茶园平均N₂O年排放量为 $9.55 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,显著低于Akiyama等^[16]文献综述得到的日本茶园年平均N₂O排放量 $25.5 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。根据Liu等^[37]整理的蔬菜地N₂O排放数据集,计算分析得出中国蔬菜地的平均N₂O年

排放量为 $8.04 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,其变化范围为 $1.32 \sim 18.42 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。同样,根据Gu等^[38]整理的果园N₂O排放数据集,可以计算得出中国果园的平均N₂O年排放量为 $8.12 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。可见,本研究得出的中国茶园N₂O年排放量与蔬菜地和果园的N₂O年排放量相当,无明显差异。但是,本研究的茶园N₂O年排放量通常高于我国粮食作物农田的N₂O排放。例如,基于Cui等^[39]收集的粮食作物农田N₂O排放的数据库,整理分析得出中国水稻-小麦和玉米-小麦轮作农田的平均N₂O年排放量分别为 $4.31 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $2.61 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,显著低于本研究茶园的N₂O年排放量。

本研究表明中国茶园的N₂O年EF_d为1.92% (95%置信区间为1.49%~2.39%)。同样,基于本研究中茶园氮肥施用量与N₂O排放的显著线性正相关关系(图2),得出斜率即茶园N₂O排放系数为1.8%,接近上述Meta分析的结果。本研究的中国茶园EF_d明



图中实心圆圈、横线和虚线分别代表平均值、95%置信区间和IPCC排放系数默认值1%;*新型肥包含缓控释肥和添加生物炭;n表示样本数
The solid circle, horizontal and dotted lines represent the mean, 95% confidence intervals and IPCC default emission factor 1%, respectively;
*the new type fertilizers conclude controlled-release fertilizers and biochar amendment; n represents sample sizes

图3 气候(a)、管理措施(b)和土壤性质(c~d)对中国茶园N₂O直接排放系数(EF_d)的影响
Figure 3 Effects of climate(a), managements(b) and soil properties(c~d) on direct N₂O emission factors(EF_d) from tea plantations in China

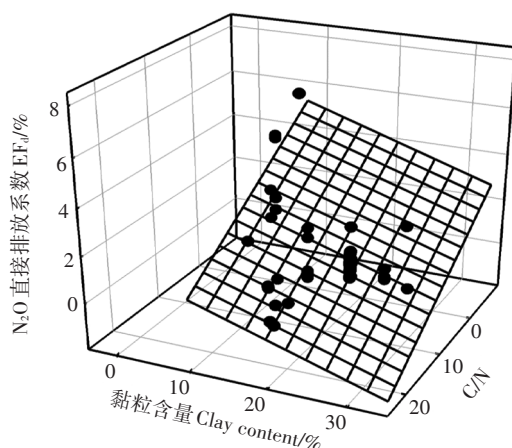


图4 中国茶园 N_2O 直接排放系数(EF_d)与黏粒含量和 C/N 之间的关系

Figure 4 Relationships between direct N_2O emission factor(EF_d) and clay content as well as C/N ratio across tea plantations in China

显低于 Akiyama 等^[16]报道的日本茶园 N_2O 排放系数 (2.82%), 但却高于 IPCC 建议的全球农作物 EF_d 默认值 1%^[36]。与其他研究者报道的中国农作物 (如小麦、玉米、水稻、蔬菜等) EF_d 相比 (表 3)^[20, 37-38], 本研究的茶园 EF_d 均处于一个较高的水平。

以上的研究结果表明茶园种植系统可能是我国农田生态系统中大气 N_2O 的强排放源。通常, 茶农为了获得良好的茶叶品质和产量会在茶园中施加大量的氮肥, 施肥量过高可能是造成大量 N_2O 排放的一个最重要的因素^[8]。正如图 2 所示, 茶园 N_2O 年排放量随施氮量的增加而增强。基于本研究中 45 个施肥数据可知, 中国茶园氮肥平均施用量达到 $429 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 远高于我国粮食作物农田的施肥量。例如, Cui 等^[39]报道中国水稻、玉米和小麦农田的平均施氮量分别为 199 、 $178 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $180 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$, 明显低于上述茶园平均施肥量。并且, 茶园的长期大量施用氮肥会导致土壤中残留氮素的积累尤其是土壤 NO_3^- 含量明显增加^[40], 这为微生物反硝化过程提供了反应底物, 从而促进 N_2O 的产生和排放。此外, 与本文中得到的研究结果相类似, 有研究者报道土壤 N_2O 排放通常随着土壤 SOC 含量增加而增强^[41-42]。一方面, 土壤中较高的 SOC 含量为微生物活动提供能量以及通过矿化分解成无机氮而提供反应底物, 从而促进硝化和反硝化作用过程以及二者紧密相连的 N_2O 产生和排放^[43]; 另一方面, SOC 为土壤呼吸作用提供基质, 促进微生物活动的同时加快了氧气的消耗, 有利于形成厌氧环境, 进一步刺激 N_2O 的产生和排放^[44]。对于

表3 中国不同作物种类 N_2O 直接排放系数(EF_d)的对比
Table 3 Comparison of the direct N_2O emission factor(EF_d) for various crop types in China

农作物 Crops	地区 Region	直接排放系数 $EF_d/\%$	95% CIs	参考文献 References
水稻	中国	0.35	0.25~0.45	[20]
玉米	中国	0.60	0.50~0.70	[20]
小麦	中国	0.59	0.47~0.71	[20]
油菜籽	中国	0.51	0.18~0.84	[20]
棉花	中国	0.37	-0.04~0.78	[20]
蔬菜	中国	0.63	0.54~0.72	[37]
果园	中国	1.63	1.35~1.90	[38]
农作物	全球	1.00	0.30~3.00	[36]
茶园	中国	1.92	1.49~2.39	本研究

茶园种植系统而言, 其土壤中 SOC 含量通常会随着连续种植茶树年限的增加而增大, 从而相对高于其他旱作农田^[13, 45]。例如, 基于 Yue 等^[20]收集的农田土壤 SOC 数据分析表明, 中国玉米和小麦农田的平均土壤 SOC 含量分别为 $7.93 \text{ g C} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $9.51 \text{ g C} \cdot \text{kg}^{-1}$, 低于本研究中茶园的土壤 SOC 含量 ($11.7 \text{ g C} \cdot \text{kg}^{-1}$), 因而茶园相对于旱地粮食作物农田具有较高的土壤 N_2O 排放。另外, 茶园具有较高的 N_2O 排放还与其本身较低的土壤 pH (本研究中茶园土壤 pH 为 3.3~5.4) 有关, 因为土壤 N_2O 排放通常与 pH 呈负相关关系, 即随着 pH 降低而排放增加^[46]。一方面, 较低的土壤 pH 能够抑制土壤中 N_2O 还原酶的活性, 导致微生物反硝化作用过程中产生的 $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ 比值变大^[47-48]; 另一方面, 茶园中土壤较高 SOC 含量和较低 pH 这两种环境因子相结合会产生协同效应, 从而引起微生物异养硝化反应而产生 N_2O ^[10, 49]或引起土壤中化学反硝化作用而导致 N_2O 的产生^[50-51]。

对于茶园 EF_d 而言, 逐步回归分析表明黏粒含量和 C/N 是主要影响因子。并且, 土壤黏粒含量和 C/N 与 EF_d 呈显著负相关 ($P < 0.05$), 这与 Gu 等^[38]的研究结果一致。通常, 黏粒含量大的土壤颗粒中气体扩散速率较低, 从而促进反硝化过程中产生的 N_2O 被进一步还原为最终产物 N_2 ^[52]。另外, 黏粒含量大的土壤还具有较高的阳离子交换量 (CEC), 促进 NH_4^+ 在阳离子交换位点的固定, 从而限制 NH_4^+ 在硝化反应中的底物有效性, 降低该过程中 N_2O 的产生和排放^[53]。而土壤 C/N 较高时, 通常会引起微生物对土壤中的无机氮进行固持, 从而降低硝化和反硝化作用的反应底物而减少 N_2O 的产生和排放^[49]。再者, 其他土壤理化因素也会对 EF_d 产生一定影响。例如, 尽管土壤 SOC、TN 和 pH

对EF_d的影响达不到统计显著性,但其变化趋势与Tokuda等^[7]和Owen等^[42]的研究结果一致。

3.2 中国茶园N₂O总排放量估算及减排措施

据统计,2018年我国茶园面积为298.6万hm²,约占中国农田总面积的1.8%^[5-6]。倪康等^[11]对中国主要茶区进行调查发现,茶园年均氮肥投入量约为491 kg N·hm⁻²·a⁻¹。再者,基于本研究中获得茶园EF_d(1.8%~1.92%),从而计算三者(即茶园面积、平均氮肥施用量和EF_d)的乘积得出中国茶园N₂O总排放量为26.4~28.1 Gg N·a⁻¹(平均值为27.3 Gg N·a⁻¹)。同样,根据本研究中获得单位面积茶园上N₂O排放量(即9.55 kg N·hm⁻²·a⁻¹),可以计算其与2018年茶园总面积的乘积得出中国茶园N₂O总排放量约为28.5 Gg N·a⁻¹,接近于上述基于EF_d的估算结果。截至目前,一些研究者已经对由施肥所引起的中国农田N₂O直接排放总量进行了估算^[20,54],但他们并没有将茶园N₂O排放包括在内。其中,Yue等^[20]基于我国1151个田间观测数据,利用模型方法估算出中国农田土壤N₂O直接排放总量约为(194±14)Gg N·a⁻¹。因此,本研究中估算的茶园N₂O排放总量约占中国农田总排放量的15%。由此说明,尽管茶园面积在中国农田面积中所占比重较小(<2%),但其N₂O排放量在我国农田总排放量中所占比重却不容忽视。但是,目前有关茶园N₂O排放的田间观测数据有限,本研究中观测地点大多分布于我国的中部和东南部茶叶种植区,而缺乏其他产茶区(如西南部的云南省、贵州省和四川省等地)的田间观测数据。因此,本研究中估算的中国茶园N₂O总排放量还具有一定的不确定性。今后,需要加强在我国各个典型产茶区的田间N₂O排放观测与研究,以便对目前的研究结果加以验证和完善。

考虑到近些年我国茶树种植面积的快速增加以及茶园大量氮肥的持续施用,减少和解决茶园N₂O高排放问题已刻不容缓。本研究表明,与化肥处理相比,有机无机复混肥处理可以降低茶园N₂O年排放量和EF_d 48%和30%(表2和图3)。同样,施用新型肥料如缓控释肥或添加生物炭也可被视为一种茶园N₂O减排的有效措施,与合成氮肥处理相比,可以减少N₂O年排放量和EF_d 51%和22%。并且,Wu等^[25]通过对茶园进行连续三年的田间观测研究表明,施用新型肥料(即添加生物炭)不仅能够降低土壤N₂O排放,还增加了茶叶产量。另外,其他研究结果^[55-56]也表明,施用缓控释肥或添加生物炭不仅能提高茶树的氮肥利用率,还能减少茶园造成的其他环境问题,如土

壤酸化和硝酸盐淋溶的危害。

4 结论

(1)与中国其他农作物相比,茶园通常具有较大的N₂O排放系数,且该排放系数约是IPCC建议的全球农田N₂O排放系数默认值1%的两倍。茶园如此高的N₂O排放主要是大量氮肥施入以及茶园土壤本身具有较高的SOC含量和较低pH协同作用的结果。

(2)中国茶园的N₂O年排放量主要受施肥量的影响,且随施肥量的增加呈线性增强;而EF_d主要受土壤C/N和黏粒含量的协同影响,且与二者呈线性负相关关系。

(3)尽管茶园种植面积占中国农田总面积的比重较小(<2%),但茶园N₂O排放总量所占农田总排放量的比重(15%)却不容忽视,表明茶园在中国农田种植系统中是大气N₂O的强排放源。

(4)茶园施用有机无机复混肥或新型肥料(如缓控释肥或添加生物炭)能够提升茶树的氮肥利用效率,从而有效地减少土壤N₂O排放。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [2] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st Century [J]. *Science*, 2001, 293(5549): 123-125.
- [3] Davidson E A. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860[J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2(9): 659-662.
- [4] FAO. World agriculture: Towards 2015/2030. An FAO perspective, FAO[R]. Rome, Italy, 2013.
- [5] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2019.
- [6] National Bureau of Statistics of the People's Republic of China. China statistical year book[M]. Beijing: China Statistics Press, 2019.
- [7] FAO. FAOSTAT: Faostat agriculture data[EB / OL]. [2019-12-17]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data>.
- [8] Tokuda S, Hayatsu M. Nitrous oxide flux from a tea field amended with a large amount of nitrogen fertilizer and soil environmental factors controlling the flux[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2004, 50(3): 365-374.
- [9] Mishima S, Kimura S D, Eguchi S, et al. Estimation of the amounts of livestock manure, rice straw, and rice straw compost applied to crops in Japan: A bottom-up analysis based on national survey data and comparison with the results from a top-down approach[J]. *Soil Science*

- Plant Nutrition*, 2012, 58(1):83–90.
- [9] Han W Y, Xu J M, Wei K, et al. Estimation of N₂O emission from tea garden soils, their adjacent vegetable garden and forest soils in eastern China[J]. *Environmental Earth Science*, 2013, 70(6):2495–2500.
- [10] Yao Z S, Wei Y D, Liu C Y, et al. Organically fertilized tea plantation stimulates N₂O emissions and lowers NO fluxes in subtropical China[J]. *Biogeosciences*, 2015, 12(20):5915–5928.
- [11] 倪康, 廖万有, 伊晓云, 等. 我国茶园施肥现状与减施潜力分析[J]. *植物营养与肥科学报*, 2019, 25(3):421–432.
- NI Kang, LIAO Wan-you, YI Xiao-yun, et al. Fertilization status and reduction potential in tea gardens of China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25(3):421–432.
- [12] Ruan J Y, Ma L F, Shi Y Z. Potassium management in tea plantations: Its uptake by field plants, status in soils, and efficacy on yields and quality of teas in China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2013, 176(3):450–459.
- [13] Yao Z S, Zheng X H, Liu C Y, et al. Stand age amplifies greenhouse gas and NO releases following conversion of rice paddy to tea plantations in subtropical China[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2018, 248:386–396.
- [14] Butterbach-Bahl K, Baggs E M, Dannenmann M, et al. Nitrous oxide emissions from soils: How well do we understand the processes and their controls? [J]. *Philosophical Transactions–Royal Society*, 2013, 368(1621):20130122.
- [15] Jumadi O, Hala Y, Inubushi K. Production and emission of nitrous oxide and responsible microorganisms in upland acid soil in Indonesia [J]. *Soil Science Plant Nutrition*, 2005, 51(5):693–696.
- [16] Akiyama H, Yan X Y, Yagi K. Estimations of emission factors for fertilizer-induced direct N₂O emissions from agricultural soils in Japan: Summary of available data[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2006, 52(6):774–787.
- [17] He T H, Yuan J Y, Luo J F, et al. Organic fertilizers have divergent effects on soil N₂O emissions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2019, 55:685–699.
- [18] Bouwman A F, Boumans L J M., Batjes NH. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4):1058.
- [19] Stehfest E, Bouwman L. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: Summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 74(3):207–228.
- [20] Yue Q, Wu H, Sun J F, et al. Deriving emission factors and estimating direct nitrous oxide emissions for crop cultivation in China[J]. *Environment Science & Technology*, 2019, 53(17):10246–10257.
- [21] Chen D, Li Y, Wang C, et al. Measurement and modeling of nitrous and nitric oxide emissions from a tea field in subtropical central China [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2017, 107(2):157–173.
- [22] Fu X Q, Li Y, Su W J, et al. Annual dynamics of N₂O emissions from a tea field in southern subtropical China[J]. *Plant Soil and Environment*, 2012, 58(8):373–378.
- [23] Li Y, Zheng X H, Fu X Q, et al. Is green tea still "green"?[J]. *Geography and Environment*, 2016, 3(2):e00021.
- [24] Chen D, Li Y, Wang C, et al. Dynamics and underlying mechanisms of N₂O and NO emissions in response to a transient land-use conversion of Masson pine forest to tea field[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 693:133549.
- [25] Wu Y Z, Li Y, Fu X Q, et al. Effect of controlled-release fertilizer on N₂O emissions and tea yield from a tea field in subtropical central China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(25):25580–25590.
- [26] 邓旺华. 亚热带丘陵茶园土壤 N₂O 排放研究[D]. 重庆: 西南大学, 2018:8–19.
- DENG Wang-hua. Nitrous oxide emissions from a hilly tea field in subtropical China[D]. Chongqing: Southwest University, 2018:8–19.
- [27] 吕天新, 伍延正, 沈健林, 等. 氮肥深施及间种白三叶草对茶园 N₂O 排放的影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(9):4221–4229.
- LÜ Tian-xin, WU Yan-zheng, SHEN Jian-lin, et al. N₂O emissions from a tea field with deep application of nitrogen fertilizer and intercropping white clover[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(9):4221–4229.
- [28] 聂文婷. 几种土地利用方式对土壤 N₂O 与 CO₂ 排放的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2013:15–36.
- NIE Wen-ting. The effect of different land uses on soil N₂O and CO₂ flux[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2013:15–36.
- [29] 田亚男. 中亚热带丘陵区茶园土壤温室气体排放及其影响因素[D]. 武汉: 华中农业大学, 2016:13–20.
- TIAN Ya-nan. Soil greenhouse gases emission and controlling factors from tea garden in the hilly region of mid subtropical[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2016:13–20.
- [30] Jeffery S, Verheijen F G A, van der Velde M, et al. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2011, 144(1):175–187.
- [31] Wang X Z, Zou C Q, Gao X P, et al. Nitrous oxide emissions in Chinese vegetable systems: A meta-analysis[J]. *Environment Pollution*, 2018, 239:375–383.
- [32] Cayuela M L, Aguilera E, Sanz-Cobena, et al. Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: Emission factors based on a meta-analysis of available measurement data[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2017, 238:25–35.
- [33] Hedges L V, Gurevitch J, Curtism P S. The meta-analysis of response ratios in experimental ecology[J]. *Ecology*, 1999, 80(4):1150–1156.
- [34] Ronsenberg M S, Adams D C, Gurevitch J. MetaWin: Statistical software for meta-analysis[M]. Sunderland: Sinauer, 2000.
- [35] Chen H H, Li X C, Hu F, et al. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: A meta-analysis[J]. *Global Change Science*, 2013, 19(10):2956–2964.
- [36] IPCC. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[R]// Eggleston H S, Buendia L, Miwa K, et al. Hayama: Intergovernmental panel on climate change, IGES, Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- [37] Liu Q H, Qin Y M, Zou J W, et al. Annual nitrous oxide emissions

- from open-air and greenhouse vegetable cropping systems in China [J]. *Plant Soil*, 2013, 370(1/2):223-233.
- [38] Gu J X, Nie H H, Guo H J, et al. Nitrous oxide emissions from fruit orchards: A review[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, 201:166-172.
- [39] Cui Z L, Wang G L, Yue S C, et al. Closing the N-use efficiency gap to achieve food and environmental security[J]. *Environment Science & Technology*, 2014, 48(10):5780-5787.
- [40] Qiao C L, Xu B R B Y, Han Y T, et al. Synthetic nitrogen fertilizers alter the soil chemistry, production and quality of tea: A meta-analysis [J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2018, 38(1):10.
- [41] Li C S, Frohling S, Butterbach-Bahl K. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing[J]. *Climatic Change*, 2005, 72(3):321-338.
- [42] Owen J J, Parton W J, Silver W L. Long-term impacts of manure amendments on carbon and greenhouse gas dynamics of range lands [J]. *Global Change Biology*, 2015, 21(12):4533-4547.
- [43] Speir T W, Kettles H A, More R D. Aerobic emissions of N₂O and N₂ from soil cores: Factors influencing production from ESN-labelled NO₃⁻ and NH₄⁺[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1995, 7(10):1299-1306.
- [44] Rosenstock T S, Mpanda M, Pelster D E, et al. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils of Kenya and Tanzania[J]. *Journal of Geophysics Research-Biogeoscience*, 2016, 121(6):1568-1580.
- [45] Chiti T, Díaz-Pinés E, Butterbach-Bahl K, et al. Soil organic carbon changes following degradation and conversion to cypress and tea plantations in a tropical mountain forest in Kenya[J]. *Plant Soil*, 2018, 422(1/2):527-539.
- [46] Wang Y J, Guo J H, Vogt R D, et al. Soil pH as the chief modifier for regional nitrous oxide emissions: New evidence and implications for global estimates and mitigation[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(2):e617-e626.
- [47] Qu Z, Wang J G, Almøy T, et al. Excessive use of nitrogen in Chinese agriculture results in high N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification, primarily due to acidification of the soils[J]. *Global Change Biology*, 2013, 20(5):1685-1698.
- [48] Russenes A L, Korsæth A, Bakken L R, et al. Spatial variation in soil pH controls off-season N₂O emission in an agricultural soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2016, 99:36-46.
- [49] Zhu T B, Zhang J B, Meng T Z, et al. Tea plantation destroys soil retention of NO₃⁻ and increase N₂O emissions in subtropical China[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 73:106-114.
- [50] Kesik M, Blagodatsky S, Papen H, et al. Effect of pH, temperature and substrate on N₂O, NO and CO₂ production by *Alcaligenes faecalis* sp.[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2006, 101(3):655-667.
- [51] Venterea R T, Groffman P M, Verchot L V, et al. Nitrogen oxide gas emissions from temperate forest soils receiving long-term nitrogen inputs[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9(3):346-357.
- [52] Weitz A M, Linder E, Frohling S, et al. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: Effects of soil moisture, texture and nitrogen availability[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 33(7/8):1077-1093.
- [53] Jarecki M K, Parkin T B, Chan A S K, et al. Greenhouse gas emissions from two soils receiving nitrogen fertilizer and swine manure slurry[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2008, 37(4):1432-1438.
- [54] Zou J W, Lu Y Y, Huang Y. Estimates of synthetic fertilizer N-induced direct nitrous oxide emission from Chinese croplands during 1980-2000[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(2):631-635.
- [55] Hirono Y, Nonaka K. Effects of application of lime nitrogen and dicyandiamide on nitrous oxide emissions from green tea fields[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2014, 60(2):276-285.
- [56] 刘声传, 林开勤, 周弟鑫, 等. 茶园控释复合肥肥效与施用技术研究[J]. *中国土壤与肥料*, 2019(4):164-171.
- LIU Sheng-chuan, LIN Kai-qin, ZHOU Di-xin, et al. Efficiency and application techniques of controlled-release compound fertilizer in tea garden[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2019(4):164-171.