

中文核公期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

农田N₂0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

引用本文: 周丰,崔晓庆,尚子吟,等.农田N₂O排放时空格局的形成机理和全球评估[J].农业环境科学学报,2020,39(4):680-690.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0113

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

中国茶园N₂O排放及其影响因素

姚志生, 王燕, 王睿, 刘春岩, 郑循华 农业环境科学学报. 2020, 39(4): 715-725 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0137

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

我国农田土壤温室气体减排和有机碳固定的研究进展及展望

夏龙龙,颜晓元,蔡祖聪 农业环境科学学报. 2020, 39(4): 834-841 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0108

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

果树种植土壤N₂O排放研究:认识与挑战

顾江新, 郭艳杰, 张丽娟, 王敬, 王慎强, 胡荣桂, 张金波, 蔡祖聪, 程谊 农业环境科学学报. 2020, 39(4): 726-731 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0064



关注微信公众号,获得更多资讯信息

-Environment Science

周 丰,崔晓庆,尚子吟,等.农田 N₂O 排放时空格局的形成机理和全球评估[J].农业环境科学学报,2020,39(4):680-690. ZHOU Feng, CUI Xiao-qing, SHANG Zi-yin, et al. Spatiotemporal pattern of cropland nitrous oxide emissions: Driving factors and global assessment[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(4): 680-690.



农田N₂O排放时空格局的形成机理和全球评估

周 丰^{1,2}, 崔晓庆^{1,2}, 尚子吟³, 王琪慧^{1,2}

(1. 北京大学城市与环境学院,北京 100871; 2. 北京大学地表过程分析与模拟教育部重点实验室,北京 100871; 3. Institute of Biological and Environmental Sciences, University of Aberdeen, Aberdeen AB24 3UU, UK)

摘 要:准确理解全球农田氧化亚氮(N₂O)排放时空格局是制定区域或全球N₂O减排战略的科学基础。过去40年,国内外在农田N₂O排放时空格局的形成机理和全球评估方面开展了大量研究。结合国内外现有实证研究进展,本文梳理了气候、土壤、农艺管理措施对农田N₂O排放的空间格局和时间变化的多尺度影响,介绍了最新的排放因子、陆面过程模型、大气反演、升尺度等多模型方法及其全球评估成果。同时,提出了跨区域/样带观测、极端气候控制试验、陆面过程模型的区域预测能力、模型-数据融合系统等未来研究挑战,为推动全球氮循环的科学评估和气候智能型农业的国家建设提供科技支撑。

关键词:氧化亚氮;农田生态系统;地域分异规律;驱动因素;模型模拟

中图分类号:X831 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)04-0680-11 doi:10.11654/jaes.2020-0113

Spatiotemporal pattern of cropland nitrous oxide emissions : Driving factors and global assessment

ZHOU Feng^{1,2}, CUI Xiao-qing^{1,2}, SHANG Zi-yin³, WANG Qi-hui^{1,2}

(1. College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China; 2. Laboratory for Earth Surface Processes, Peking University, Beijing 100871, China; 3. Institute of Biological and Environmental Sciences, University of Aberdeen, Aberdeen AB24 3UU, UK)

Abstract: The understanding of the spatiotemporal pattern of global cropland nitrous oxide emissions is critical foundation for designing mitigation strategies. In the past four decades, there were many studies that had focused on the underlying mechanisms and global assessment of global cropland nitrous oxide emissions. Here, the authors summarized previous studies related the scaling effects of climate, soil conditions, and agricultural management practices on the spatiotemporal pattern of global cropland nitrous oxide emissions. The authors introduced the research progress on multi-model ensembles (emission factor, land surface models, atmospheric inversion, and flux upscaling) and their application for global and regional assessment. Finally, the authors identified the research challenges on inter-regional observations, manipulative experiments related to extreme climate events, regional predictability of land surface models, and model-data assimilation. Addressing these challenges will enhance our mechanistic understanding of global nitrogen cycle and provide scientific supports for development of climate-smart agriculture.

Keywords: nitrous oxide; agricultural ecosystem; zonality; driving factor; model simulation

氧化亚氮(N₂O)是《京都议定书》规定的长生命 周期温室气体之一。在100年时间范围内,N₂O的全 球变暖潜势(GWP)是CO₂的近300倍,占全球辐射强 迫的约7%^[1]。此外,N₂O可输送到平流层,被认为是 消耗臭氧最具破坏力的化学物质^[2]。目前,全球大气 中N₂O平均浓度已经从工业化前时代的约270μg·L⁻¹ 持续增至2018年的331μg·L^{-1[3]},而农业排放的持续 增加(尤其是农田土壤和畜禽粪便管理)是最重要的

收稿日期:2020-02-01 录用日期:2020-02-17

作者简介:周 丰(1981一),男,湖南华容人,长聘副教授,研究方向为氮循环与全球变化。E-mail:zhouf@pku.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(41671464)

Project supported : The National Natural Science Foundation of China (41671464)

驱动^[4],占到全球 N₂O 人为排放的 60% 以上^[5]。准确 理解农田 N₂O 排放时空格局及其形成机理是区域环 境污染过程及效应的重要研究内容,也是制定区域或 全球 N₂O 减排战略的科学基础。

农田N2O排放过程十分复杂,产生于硝化、反硝 化以及氨氧化等过程。这些过程由自养型或异养 型微生物所驱动,因此,农田N2O排放与土壤物理化 学特征、气候条件、底物浓度和农艺管理措施密切相 关。自1970年以来,国内外开展了大量室内培养、原 位观测和控制试验,逐步了解了农田N₂O产生和扩散 过程的驱动因素,建立了硝化、反硝化以及氨氧化过 程对土壤团聚体大小、温度、水分、O₂、pH、底物浓度 的响应关系^[7],并应用到陆面过程模型^[8]。最近10年, 研究者开始关注硝化反硝化微生物群落动态的量化 工作,并初步建立了微生物动力学-土壤物理化学特 征-硝化反硝化的响应关系¹⁹¹,并从原来微生物-植物 对氮的"顺序竞争"理论拓展到"平衡竞争"理论[10-11]. 逐步深化了农田N₂O排放过程的科学认知。然而,这 些理论大多是基于局部地域、不连续、不同步的站点 观测,或者为单因子或有限因子的有限水平的控制试 验[12-13],难以有效解释全球农田 N2O 排放地域分异和 年际变化。

农田N₂O排放的模拟方法包括自下而上[如排放 因子模型=肥料施用量×排放因子(EF)、陆面过程模 型)和自上而下(如大气反演模式、高塔观测)两种模 式[14]。Del Grosso等[15]认为,随着尺度增加,2种模式 的排放估计的一致性会增强。但最新的研究表明,即 使在全球尺度,不同模式之间的排放估计也存在相当 大的差异。例如,基于排放因子模型的EDGAR v4.2 FT2010¹¹⁶认为,2008年全球农田 N₂O 排放达到 4.7 Tg N₂O·a⁻¹,该值却比大气反演结果低约1.0 Tg N₂O· a^{-1[17]},比陆面过程模型的模拟结果低 2.2 Tg N₂O · a^{-1[8]}; 此外,美国玉米带地区的观测结果表明,局部范围站 点观测的 N₂O 排放因子比高塔梯度观测低估了 80% 左右[18]。造成这种差异的主要原因是我们对农田 N₂O 排放时空格局形成机理的认知十分有限^[19-21],农 艺管理措施的高时空分辨率驱动数据十分缺乏,限制 了模拟方法的预测性。

鉴于此,本文将系统阐述农田N₂O排放时空格局 的形成机理和全球评估。首先,结合国内外现有实证 研究进展,梳理气候、土壤、农艺管理措施对农田N₂O 排放的空间格局和时间变化的多尺度影响。其次,基 于全球碳计划和国际氮素联盟主导的全球N₂O收支 项目的成果,介绍最新的排放因子模型、陆面过程模型、大气反演模式、升尺度等方法及其全球评估结果。 最后,总结农田 N₂O 排放在区域、高频观测或控制试 验以及模型改进等方面的主要挑战,推动全球氮循环 的科学评估和全球活性氮的协调减排。

1 农田 N₂O 排放空间格局的驱动因素

1.1 单因素影响

土壤底物浓度或施氮强度是最早被关注的农田 N₂O 排放的影响因素(图1)。农田 N₂O 主要产生过程 以铵态氮(NH[‡]-N)和硝态氮(NO⁵₂-N)为反应底 物^[22-23]。最近的研究发现亚硝酸盐(NO⁵₂-N)是农田 N₂O 更为直接的影响因素^[24],两者满足 Mchaelis-Menten关系。尿素水解的 NH[‡]-N 对硝化过程起到抑制作 用,造成 NO⁵₂-N 的累积,进一步促进农田 N₂O 排放^[25]。 换句话说,当施氮水平超过最佳水平,农田 N₂O 排放^[25]。 换句话说,当施氮水平超过最佳水平,农田 N₂O 排放 随着施氮强度的增加呈现非线性增长^[26]。中国和全 球尺度 meta 分析结果证实这种非线性响应的普遍 性^[21,27]。这种非线性响应也意味着高施氮水平地区 (如华北平原)的减排边际效应强于低施氮水平地区 (如非洲地区)^[27-29]。

土壤物理特征也是农田 N₂O 排放的重要影响因素,包括土壤团聚体大小、土壤温度、土壤孔隙含水量 (WFPS)和含氧量。农田 N₂O 排放随着团聚体大小呈 现先增加后下降的趋势(图1),主要是因为团聚体大 小调节着好氧和厌氧水平^[9]。土壤温度对农田 N₂O 排 放产生直接和间接影响。一方面,硝化和反硝化微生 物对温度的适应范围较广,土壤温度越高,微生物活 性越强,从而直接影响硝化和反硝化反应速率。另一 方面,土壤温度也能影响土壤呼吸作用,土壤温度增 加,促进呼吸作用,降低氧气含量,间接促进反硝化作 用。温度上升还能促进其他生化过程(如矿化作用) 为硝化作用提供更多氮源。因此,农田 N₂O 排放对气 候变暖表现为正反馈,但是由于氮源和土壤湿度的限 制,该正反馈可能受到限制^[20]。

WFPS或土壤含氧量不仅控制硝化和反硝化过程,还决定N₂O:N₂的大小。当WFPS较低时(如20%~35%),反应底物扩散和微生物活性受到抑制,农田N₂O排放通量较低^[30];随着WFPS升高至60%~80%,农田N₂O排放通量达到峰值^[31];当WFPS超过80%时,反硝化反应又将产生的N₂O进一步还原为N₂。相比而言,目前关于土壤孔隙含氧量调控农田N₂O排放的理解大多来自于纯培养及土壤微宇宙培养模拟试



图1 农田 N₂O 排放对单因素的响应 Figure 1 Response of cropland-N₂O emission to individual driver

验^[32-33]。最近的田间原位研究表明,土壤孔隙含氧量 是土壤 N₂O 排放最具决定性的环境因子(r=-0.71),其 效应强于土壤温度、WFPS 和 NH[‡]-N 浓度(r=0.30、 0.25、0.26)^[34]。随土壤孔隙含氧量降低,土壤 N₂O 浓 度呈现指数增长。

上述这些因素对农田 N₂O 排放的影响并非独立 且相互作用。Pärn 等^[35]开展了全球 58 个有机土壤 N₂O 排放观测,并同步测定了土壤 NO₃-N、土壤体积 含水量(WFPS×土壤孔隙度)、温度等土壤物理化学 指标。结果表明,土壤 NO₃-N和土壤体积含水量共 同决定了全球有机土壤 N₂O 排放的地域分异(*n*=58, *R*²=0.72,*P*<0.001;图 2a),其中,N₂O 排放与NO₃-N浓 度呈正比,且在土壤体积含水量为 0.5 m³·m⁻³左右达 到峰值。相比而言,N₂O 排放与土壤温度(40 cm)的 关系较弱(*R*²=0.21,*P*<0.001),可能是因为土壤温度 在观测站点(以热带和亚热带为主)并非限制性因子。 但土壤温度和土壤 NO₃-N 也可以较好解释全球有机 土壤 N₂O 排放的地域分异(*n*=58,*R*²=0.69,*P*<0.001;图 2b)。上述结果表明,温暖且排水性强的低纬度地区 (热带和亚热带)是农田 N₂O 排放的热点。

1.2 地带性响应

以往研究一般认为农田 N₂O 排放因子与气候、 土壤物理化学特征符合"单一响应模式"(图 3),并 将这种"单一响应模式"应用到陆面过程模型。作者 联合国际同行开展全球联网通量观测和控制试验, 实现设备和非空间因素之间的差异修正,建立完整 的全球农田 N₂O 排放通量同化系统,探索了农田 N₂O 排放因子对气候、土壤物理化学特征和施氮强度的 大尺度响应关系^[5]。结果表明,这种农田 N₂O 排放因 子对气候变化的响应具有纬度地带性(图 3),且这 种"地带性响应模式"是维持低纬度地区较高的氮排 放因子的内因。

这种"地带性响应模式"与之前通常认为的"单一响应模式"有很大区别,当进行大尺度跨区域分析时 很可能会出现这种现象,主要是因为土壤微生物对不 同地区的温度自适应性^[12,36-37],在不同纬度形成了不



图 2 农田 N₂O 排放与多个影响因素的响应面^[35] Figure 2 Response surface of cropland-N₂O emission to multiple drivers^[35]





Figure 3 Single and multiple response modes of cropland– N_2O emission to hydro–climatic conditions

同最佳适应温度。这种现象在森林土壤微生物群落 得以发现^[38]。然而,对于水田而言,农田N₂O排放因 子对温度的变化不敏感,可能是因为温度升高对排放 因子所产生的正面和负面的影响相互抵消。

农田 N₂O 排放因子在降水为1100 mm 左右表现 出不同的响应关系。一方面,高纬度地区降水量有 限,但土壤蒸发潜力降低,土壤持水能力较高,WFPS 相对较大,因此,农田 N₂O 排放因子随降水增加而降 低。低纬度地区降水量较大,土壤蒸发潜力也大,土 壤排水能力较强,随着降水的增加,农田 N₂O 排放因 子快速上升,并且在降水为2000 mm时排放因子达到 峰值,此后排放因子会随着降水增加而下降。这种响 684

应与Davidson等^[39]提出的HIP概念模型一致。

1.3 影响因素的相对贡献

利用全球农田N2O排放通量同化系统,作者采用 一般混合效应模型,进一步分析了气候、土壤特征和 施氮强度对全球农田N₂O排放因子地域分异的相对 贡献^[5]。结果表明,在全球尺度上,农田氮排放因子 的地域分异取决于环境条件(气候和土壤),其效应强 于主流研究认为的施氮强度(图4)。具体来说,环境 条件决定了美国东部、东南亚北部、巴西南部、中国华 南地区等的农田N₂O 排放因子大小。施氮强度则决 定了华北平原、东南亚南部、西非、恒河流域、亚马孙 流域等地区的农田N₂O排放因子大小。其中,受环境 条件影响的区域占到80%左右。基于IPCC的贡献分 析方法,进一步发现主要是水热条件(温度和降水)决 定了全球农田N₂O排放因子的空间格局,分别占到全 球农田N₂O排放因子方差的34%和20%。其次,黏土 比例、pH和SOC对于全球农田N₂O排放因子是较为 重要的土壤特征(对方差贡献分别为11%、12%和 8%)。

2 农田N₂O排放时间变化的驱动因素

农田N₂O排放具有明显的季节波动、年际波动和

实现了高频、自动连续观测,包括离轴积分腔输出光 谱技术、可调谐的二极管激光技术(TDL)、可调谐二 极管激光吸收光谱技术(TDLAS)。Griffis等[40]利用 TDL技术,在美国玉米带(US Corn Belt)测定了2010-2015年不同高度(32、56、100、185 m)N₂O小时浓度, 并分析了其季节和年际波动。结果表明,农田N2O排 放随着气候变化而波动,在强降水之后、高温之时和 春季冻融出现排放峰值。Xu 等[41]利用陆面过程模型 DLEM,量化了北美地区土壤 N₂O 排放年际波动的自 然与人为贡献,情景模拟结果同样证实了气候变化是 最重要的驱动因素。

与季节和年际波动不同的是,农田N₂O排放的年 际变化趋势可能取决于施氮强度和其他氮源输入量 的增加。Griffis等^[40]利用改进的陆面过程模型 CLM45-BGC-CROP,发现逐步增加的施氮强度是美 国玉米带农田N₂O排放增加的决定因子,气候变化贡 献只占到8%。Thompson等[42]利用3个大气反演模式 评估了1998-2016年全球 N₂O 排放的年际变化。结 果表明,2009年之后全球 N₂O 排放快速增加,主要因 为东亚和南美施氮强度的增加。这个结果也证实了 施氮强度及全球NoO排放对施氮强度的非线性响应 是全球N₂O排放变化趋势的关键因素。

然而,区域评估揭示了不同的结论。例如,Shang



Figure 4 Spatial patterns of cropland-N₂O emission factors controlled by the changes in climate, soil attributes, and N inputs

年际变化趋势。随着观测技术的进步,农田N₂O排放

农业环境科学学报 第39卷第4期

等^[43]建立高分辨率(1 km)中国施肥和灌溉栅格数据 集,利用贝叶斯递归回归树模型和多个陆面过程模 型,评估了中国1990—2013年农田 N₂O 排放年际变 化,并利用对数均值迪氏指数法分析了背后的驱动机 制。结果表明,中国农田 N₂O 排放在 2003年之后呈 现增速变缓的趋势,且这种趋势分布广泛,占到全国 2/3 的农田,主要位于华北平原、四川盆地和东北平原 部分地区。排放增速变缓的关键原因是施氮强度下 降,抵消了东北平原和长江中下游地区播种面积扩张 的影响。因此,农艺管理的进步(比如测土配方)也是 农田 N₂O 排放时间变化的重要驱动因素之一。

陆面过程模型的逐步改进推动了农田(土壤) N₂O 排放时间变化的归因分析。例如,Xu等^[41]发现氮 输入(施肥和氮沉降)是北美洲 N₂O 排放增长的最重 要的驱动因素,而CO₂浓度升高和气候变化却表现为 负作用。另外,全球碳计划和国际氮素联盟在 2015 年底启动了全球 N₂O 收支项目,评估了全球农田(土 壤)N₂O 排放时空格局和驱动机制。基于7个陆面过 程模型(DLEM、LPJ-GUESS、LPX-Bern、O-CN、OR-CHIDEE、ORCHIDEE-CNP、VISIT)的情景模拟,Tian 等^[4]发现全球土壤 N₂O 排放增长主要源于农田,且这 种增长归因于氮输入(化肥施用、有机肥施用和氮沉 降)。气候变化促进了全球农田 N₂O 排放,但CO₂浓 度升高则抵消了全球农田 N₂O 排放的增长。土地利 用变化的影响在全球尺度十分有限,仅在美国中部、 南亚和西非表现为负作用。

3 全球农田 N₂O 排放的多模型评估

3.1 自下而上和自上而下的模型方法

过去40多年的试验研究加深了我们对全球农田 N₂O排放的驱动因素的科学理解,也促进了不同类型 模型方法的开发、改进和多模型集合,推动了全球、区 域或国家尺度的农田N₂O排放的模型评估。目前,主 流评估方法包括排放因子模型、陆面过程模型、大气 反演模型和尺度扩展(Flux upscaling)方法。

首先, 排放因子模型是 IPCC 推荐的国家温室气体排放清单 Tier 1 方法, 被 IPCC 缔约国等广泛使用。 《2006 年国家温室气体清单指南》2019 修订版定义农田 N₂O 排放等于排放因子乘以活动数据(比如施氮量), 并区分了不同作物和不同气候下的排放因子^[44]。 目前主流评估结果有欧盟 EDGAR^[45]、国际应用系统分析研究所(IIASA)的 GAINS^[16]和世界粮农组织FAOSTAT(http://www.fao.org/faostat/)。

其次,陆面过程模型是高度集成陆地生态系统模 型,它耦合了主要生物化学、水循环和植被动态过程, 模型输出结果为陆地生态系统中水分、碳通量(CO2、 CH₄)、氮通量(N₂O)和反应底物。主流的过程模型包 括 DAYCENT、DLEM、LPJ-GUESS、LPX-Bern、O-CN、 ORCHIDEE、ORCHIDEE-CNP和VISIT等^[4]。模型的 时间尺度是小时或日,输入数据包括逐日气象资料、 大气成分(CO2、O3、氮沉降)、土壤物理化学属性、地 形、河道网络和土地利用方式等。这些一般包括生物 物理、植物生理学、土壤生物化学、植被动态和土地利 用等模块,其中N₂O排放子模块一般源于DNDC^[46],量 化了硝化与反硝化动态过程和 N₂O 从土壤扩展至大 气的损失。为了避免模型结构带来的不确定性,最近 实施的全球 N₂O 模型比较计划提出了多模型集合方 法^[8]。结果表明,不同模型的全球农田 N₂O 排放时空 格局差异很大(自工业革命以来增量的最小值和最大 值分别为1.6、4.7 Tg N₂O-N·a⁻¹)。

大气反演模型是自上而下的模式,基于大气中观 测 N₂O浓度和先验 N₂O 排放量,通过大气传输模式和 反演方法反演得到后验 N₂O 排放量。目前代表性大 气传输模式包括 MOZART v4、TM5、LMDZ4等,能模 拟三维大气中 N₂O 分子含量,如 MOZART v4 的水平 分辨率为 1.9°×2.5°,垂直方向上从地表到 2 hPa 高空 可分为 56 层。主要反演方法为 Bayesian Inversion Method 等^[17,42]。通常为月尺度,可同时估算陆地和海 洋的 N₂O 排放,如 Saikawa 等^[17]估算得到 1995—2008 年全球 N₂O 年均排放通量为 13~18 Tg N·a⁻¹,其中农 田系统为 2.6~4.1 Tg N·a⁻¹,海洋为 3.6~5.2 Tg N·a⁻¹。 该方法缺点是结果准确度受先验数据影响较大。同 时,进一步区分不同排放源贡献依旧是大气反演模型 的挑战之一。

升尺度方法也逐步得到开发,实现从站点尺度到 区域尺度的农田 N₂O 排放通量的升尺度。例如,Jung 等^[47]提出 MTE (Model Tree Ensemble)算法,并推广到 全球通量观测 FLUXCOM。2015年,Zhou 等^[21]提出了 贝叶斯递归回归树算法(BRRT v2)。该算法的优势 在于根据观测数据来估计参数的后验概率分布,据此 可以得到参数的最大后验概率估计。校准过程中,需 要寻找最优模型结构即树的结构,树的每一个末节点 相当于模型的每一个分段函数。从根节点开始逐步 搜索直至树的末节点,树的末节集合是模型的所有函 数方程。此外,BRRT v2用马尔可夫链蒙特卡尔理论 (MCMC)将数据逐步迭代缩小至最优点范围,树每个 末节点可得到一个不同区域的N₂O排放与气候、土壤 特征和农艺管理的响应关系。目前,该算法已应用于 中国和全球农田N₂O排放估计^[5,43,48]。

3.2 模型输入和输出数据集

模型输入数据集也是全球农田 N2O 排放多模型 评估的基础,包括气候、土壤、土地利用、氮肥管理、灌 溉管理、种植制度、耕作方式等。气象数据较为丰富, 典型的数据集为CRU-NCEP(1901-2015,6h尺度, 0.5°×0.5°)。土壤数据包括FAO的HWSD v1.2(http:// www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases)和北京师范大学土壤数据集^[49],空间分辨率 分别为1 km 和 0.1°, 但土壤化学特征一般为定值, 包 括 pH、SOC 和有机氮含量。土地利用数据包括 HYDE 3.2(1860—2015,年尺度,0.5°×0.5°)和 Earth-Stat^[50],其中后者提供了170多种作物的种植分布和 播种面积,但仅为2000年数据。氮肥管理涉及到施 氯强度、肥料类型、施用时间、次数和深度。目前, FAOSTAT提供了1960年以来国家尺度施氮强度和 肥料类型(不同类型化肥、秸秆和畜禽粪便回田量)数 据。在此基础上,结合区域尺度统计数据和国际化肥 联盟的调查数据, Muller等^[50]建立2000年不同作物、 不同肥料类型的栅格尺度(0.5°×0.5°)施氮强度图层。 随后,Lu等⁵¹将此数据集扩展到1961-2013年。 Zhang 等^[52]还发布了全球畜禽粪便产生量和回田量栅 格尺度数据集(1860-2014,年尺度,5'×5')。Wang 等⁵⁵进一步重建 1961—2014 年全球 5-arc-minute 高 分辨率施肥数据库(强度、肥料类型、空间分布、作物 分配)。相比而言,这些数据集较少涉及施用时间、次 数和深度。FAO AQUASTAT发布了全球主要国家过 去50年(不连续)国家尺度灌溉数据集和2005年栅格 数据集(http://www.fao.org/aquastat/)。针对水稻, Carlson 等^[28]建立了不同国家的不同灌溉方式(淹 灌、间歇灌溉、雨养)数据集,但依旧缺乏高分辨率、 连续的模型数据。为了弥补这个缺陷,ISIMIP2a发布 了多个全球水文模型的灌溉模拟结果(1970年以来, 年尺度,0.5°×0.5°, https://www.isimip.org/gettingstarted/data-access/)。到目前为止,种植制度(比如轮作 制度、休耕制度、种植收获时间)和耕作方式(比如耕 作、少耕、免耕)数据相对较少,代表性的有 Sacks 等^[53] 的种植收获时间栅格数据集和FAO的国家尺度耕作 方式数据集(www.fao.org/faostat/en/#data/RL)。

模型输出需要观测数据来校准和验证。到目前 为止,全球已经建立了大量长期、连续、统一的通量观 测网络Fluxnet(https://fluxnet.fluxdata.org/),其中中国 有17个农田站点(http://www.chinaflux.org/),部分站 点拥有№0通量观测。此外,全球还有多个其他观测 网络^[5],包括美国的TRAGNET(1990-1995,15个站 点,358个样本)和GRACEnet(2003-2012,32个站 点,444个样本)、欧盟的NitroEurope(2004-2011,14 个站点,195个样本)和GHG-Europe(含非洲津巴布 韦,2009-2013,8个站点,224个样本)、澳大利亚的 NANORP(2003-2014,13个站点,64个样本),以及 国外研究者的近1200条样本和作者整理的中国农田 N₂O数据库(1992—2013,96个站点,792个样本)。这 些观测网络涉及的主要指标包括:N2O 通量(观测期 内累积量;kg N₂O-N·hm⁻²)、经纬度、作物类型、施氮 量(kg N·hm⁻²)、肥料类型、灌溉量(mm)、土壤黏土比 例(%)、SOC含量(%)、TN含量(%)、pH、土壤容重(g· cm-3)、土壤温度(°C)、土壤水分(%)等。到目前为 止,作者建立的GlobalNON涉及43个国家的379个站 点(图5),观测样本达到3098个(含214个站点的818 个对照试验,采样频率≥1次・周-1),观测时间跨度为 1976-2014,站点主要分布在42个国家,基本覆盖到除 了南极之外各洲的主要农田种植区(图5),而这些覆盖 区域的施氮量占到了全球84.8%(2011年,数据来自于 FAO)。同时,超过60%的站点的累积观测年数超过4 年,424个控制试验具有≥3个的施氮量梯度,还有>200 个控制试验涉及不同作物、灌溉或土壤类型的影响。

3.3 多模型评估结果

目前,利用排放因子模型、陆面过程模型、大气反 演模型和升尺度方法完成了全球农田 N₂O 排放多模 型评估,代表性成果为全球N2O收支(https://www.globalcarbonproject. org / nitrousoxidebudget / index. htm) 。 其中,1961-2013年全球农田N2O排放时空格局见图 6。研究发现^[5]:(1)全球旱地排放因子从1960s的 (0.80±0.06)%增加到当前的(1.05±0.04)%,全球水田 排放因子稳定在0.46%到0.53%之间,指出《2006年 IPCC国家温室气体清单指南》推荐值(Tier1方法)对 旱地高估了23%,但对水田低估了50%,这种差别在 区域尺度更加明显(图6),主要因为IPCC Tier 1方法 忽视了环境条件对农田 N₂O 排放因子大小的调节作 用;(2)1961-2014年,全球农田N₂O年排放量平均值 为(0.82±0.34)×10°t,该结果与7个陆面模式模拟 (Tier 3方法)结果较为一致[(0.75±0.53)×10° t],但比 基于 Tier 1 方法的联合国粮农组织(FAOSTAT)和主 流的国际机构(EDGAR、GAINS)的估计低 1/4 左右





(图6),在区域上表现为低估了欧美等发达国家的农田 N₂O 年排放,但高估了中国、印度等发展中国家排放;(3)全球农田 N₂O 排放量估计下降,58%源于采用了基于普查的高分辨率施肥数据,42%源于更新了全球栅格尺度的农田 N₂O 排放因子。上述发现为 IPCC的 Tier 1 和 Tier 3 方法提供了全球农田 N₂O 质年排放量基准值,也为确定全球农田 N₂O 减排策略提供科学依据。

4 主要研究挑战

过去40年,国内外针对农田N₂O排放时空格局 的形成机理和全球评估开展了大量研究,基本阐明了 农田N₂O排放时空格局的主控因子和响应特征,并形 成了基于多模型集合的全球农田N₂O排放估计。但 不同观测、试验和方法之间的结论仍然存在较大差 异,评估结果不确定性较大,全球和区域性减排策略 缺乏科学支撑,在区域、高频观测或控制试验以及模 型改进等方面亟需开展大量理论研究。

首先,加强农田N₂O排放过程的跨区域、样带观测和控制试验。截止到目前,全球范围建立了大量的农田N₂O观测网络,覆盖了多种作物类型。但现有研究主要关注不同农艺管理措施下农田N₂O排放特征,较少开展不同气候和土壤环境的控制试验。因此,可以借助国家生态系统观测研究网络(CNERN)和中国生态系统研究网络(CERN),根据我国农田的地理分布特征,结合气象和土壤区划成果,选取代表性区域

或样带,以农田生态系统碳-氮-水耦合循环和碳氮 水通量计量平衡观测为核心研究内容,揭示包括N₂O 在内的作物冠层-大气、土壤-大气和根系-大气界面 通量计量平衡关系及其时间变异的生物控制机制和 地理空间格局。

其次,强调农田 N₂O 排放的高频、连续观测和极端气候控制试验。大部分观测或控制试验聚焦在作物生育期,而忽略休闲期。Shang等^[43]研究表明,蔬菜地和稻田 N₂O 排放在休闲期分别占到全年的19%和11%。另外,以往研究关注常规气候变化的影响,极少关注极端气候事件下农田 N₂O 排放过程的面过程模型对极端气候变化下农田 N₂O 排放过程的模拟能力^[54]。因此,有必要利用统一平台开展区域性的极端气候控制试验和高频观测,结合已有的长期定位观测、统计、过程模型等技术手段,采用多尺度观测、多方法印证、多过程融合、跨尺度模拟等集成研究^[55],系统地阐明不同时空尺度的农田 N₂O 排放过程对极端气候事件的响应机制和未来趋势。

另外,亟待建立高分辨率农艺管理措施数据集和 增强陆面过程模型的区域预测能力。相比气候和土 壤数据,目前较为缺乏可靠且高分辨率农艺管理措施 数据集,包括不同作物不同类型肥料施用量、施用方 式和施用时间,还包括种植制度、灌溉(和排水)、耕作 等^[5]。另外,相比碳水过程,陆面过程模型对农田氮 循环过程的预测能力相对较弱。一方面,陆面过程模 型往往基于试验建立的经验方程,难以兼顾微生物过



图 6 全球农田 N₂O 排放(1961—2014)对比分析 Figure 6 Estimates of global cropland-N₂O emission over 1961—2014

程^[9],也难以刻画农艺管理措施的影响。另一方面, 在陆面过程模型中,与氮循环过程相关联的参数高达 百余个^[56],为了有效进行参数校准和优化,有必要结 合参数敏感性分析和基于贝叶斯理论的参数估计这 两种技术手段^[21]。参数敏感性分析的优势在于能从 众多参数中遴选出针对目标变量的关键参数,进而提 高参数优化效率。基于贝叶斯理论的最优参数估计 的优势在于根据观测数据来估计参数的后验概率分 布,据此可以得到参数的最大后验概率估计。以MC-MC方法为主,探讨人工控制试验、农田生态系统通量 观测、遥感观测等数据的同化方案,发展多尺度数据 与陆面过程模型的融合系统,增强模型预测能力,为 制定国家氮减排和构建气候智能型农业提供科学依据。

参考文献:

- Ciais P, Sabine C, Bala G, et al. Carbon and other biogeochemical cycles[M]//Stocker TF, Qin D, Plattner GK, et al. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, New York: Cambridge University Press, 2013:465–570.
- $\label{eq:starsest} \begin{array}{l} \mbox{[2] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N_2O):} \\ \mbox{The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st Century} \\ \mbox{[J]. Science, 2009, 326(5949): 123-125.} \end{array}$
- [3] Prinn R G, Weiss R F, Arduini J, et al. History of chemically and radiatively important atmospheric gases from the Advanced Global Atmo-

spheric Gases Experiment (AGAGE) [J]. *Earth System Science Data*, 2018, 10(2):985-1018.

- [4] Tian H Q, Yang J, Xu R T, et al. Global soil nitrous oxide emissions since the preindustrial era estimated by an ensemble of terrestrial biosphere models: Magnitude, attribution, and uncertainty[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(2):640–659.
- [5] Wang Q, Zhou F, Shang Z, et al. Data-driven estimates of global nitrous oxide emissions from croplands[J]. *National Science Review*, 2019:doi:10.1093/nsr/nwz1087.
- [6] Zhu X, Burger M, Doane T A, et al. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, 110(16):6328-6333.
- [7] Liu L L, Greaver T L. A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: The CO₂ sink may be largely offset by stimulated N_2O and CH₄ emission[J]. *Ecology Letters*, 2009, 12(10):1103–1117.
- [8] Tian H Q, Yang J, Lu C Q, et al. The global N₂O model intercomparison project[J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 2018, 99 (6):1231-1252.
- [9] Ebrahimi A, Or D. On upscaling of soil microbial processes and biogeochemical fluxes from aggregates to landscapes[J]. *Journal of Geophysi*cal Research–Biogeosciences, 2018, 123(5):1526–1547.
- [10] Niu S L, Classen A T, Dukes J S, et al. Global patterns and substratebased mechanisms of the terrestrial nitrogen cycle[J]. *Ecology Letters*, 2016, 19(6):697-709.
- [11] Zhu Q, Riley W J, Tang J, et al. Multiple soil nutrient competition between plants, microbes, and mineral surfaces: Model development, parameterization, and example applications in several tropical forests[J]. *Biogeosciences*, 2016, 13(1):341-363.
- [12] Dijkstra F A, Prior S A, Runion G B, et al. Effects of elevated carbon dioxide and increased temperature on methane and nitrous oxide fluxes: Evidence from field experiments[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2012, 10(10):520-527.
- [13] Rees R M, Augustin J, Alberti G, et al. Nitrous oxide emissions from European agriculture: An analysis of variability and drivers of emissions from field experiments[J]. *Biogeosciences*, 2013, 10(4): 2671– 2682.
- [14] Reay D S, Davidson E A, Smith K A, et al. Global agriculture and nitrous oxide emissions[J]. Nature Climate Change, 2012, 2 (6): 410– 416.
- [15] Del Grosso S J, Wirth T, Ogle S M, et al. Estimating agricultural nitrous oxide emissions[J]. EOS, 2008, 89(51):529–529.
- [16] Winiwarter W, Hoglund-Isaksson L, Klimont Z, et al. Technical opportunities to reduce global anthropogenic emissions of nitrous oxide [J]. Environmental Research Letters, 2018, 13(1):014011.
- [17] Saikawa E, Prinn R G, Dlugokencky E, et al. Global and regional emissions estimates for N₂O[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014, 14(9):4617-4641.
- [18] Griffis T J, Lee X, Baker J M, et al. Reconciling the differences between top-down and bottom-up estimates of nitrous oxide emissions for the US Corn Belt[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2013, 27(3):

746-754.

- [19] Bouwman A F, Beusen A H W, Griffioen J, et al. Global trends and uncertainties in terrestrial denitrification and N₂O emissions[J]. *Philo-sophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 2013, 368(1621):20130112. doi:10.1098/rstb.2013.0112.
- [20] 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 of the Royal Society B-Biological Sciences*, 2013, 368 (1621) : 20130122. doi:10.1098/rstb. 2013.0122.
- [21] Zhou F, Shang Z Y, Zeng Z Z, et al. New model for capturing the variations of fertilizer-induced emission factors of N₂O[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2015, 29(6):885–897.
- [22] Venterea R T. Urea fertilizer decreases N₂O emissions by 50% compared with anhydrous ammonia in corn/soybean cropping systems in Minnesota[J]. Abstracts of Papers of the American Chemical Society, 2010, 74(2):407-418.
- [23] Zebarth B J, Rochette P, Burton D L. N₂O emissions from spring barley production as influenced by fertilizer nitrogen rate[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2008, 88(2):197–205.
- [24]Maharjan B, Venterea R T. Nitrite intensity explains N management effects on N₂O emissions in maize[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2013, 66:229–238.
- [25] Ma L, Shan J, Yan X Y. Nitrite behavior accounts for the nitrous oxide peaks following fertilization in a fluvo-aquic soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(5):563-572.
- [26] Song X T, Liu M, Ju X T, et al. Nitrous oxide emissions increase exponentially when optimum nitrogen fertilizer rates are exceeded in the North China Plain[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52 (21):12504–12513.
- [27] Shcherbak I, Millar N, Robertson G P. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide(N₂O) emissions to fertilizer nitrogen[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2014, 111(25):9199–9204.
- [28] Carlson K M, Gerber J S, Mueller N D, et al. Greenhouse gas emissions intensity of global croplands[J]. Nature Climate Change, 2017, 7 (1):63-71.
- [29] Gerber J S, Carlson K M, Makowski D, et al. Spatially explicit estimates of N₂O emissions from croplands suggest climate mitigation opportunities from improved fertilizer management[J]. *Global Change Biology*, 2016, 22(10):3383–3394.
- [30] Liang L L, Grantz D A, Jenerette G D. Multivariate regulation of soil CO₂ and N₂O pulse emissions from agricultural soils[J]. *Global Change Biology*, 2016, 22(3):1286–1298.
- [31] Schaufler G, Kitzler B, Schindlbacher A, et al. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: Effects of soil moisture and temperature[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61(5):683-696.
- [32] Bollmann A, Conrad R. Influence of O₂ availability on NO and N₂O release by nitrification and denitrification in soils[J]. *Global Change Biology*, 1998, 4(4):387–396.

农业环境科学学报 第39卷第4期

- [33] Khalil K, Mary B, Renault P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2004, 36(4):687–699.
- [34]Song X T, Ju X T, Topp C F E, et al. Oxygen regulates nitrous oxide production directly in agricultural soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(21):12539–12547.
- [35] Pärn J, Verhoeven J T A, Butterbach-Bahl K, et al. Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots[J]. *Nature Communications*, 2018, 9(1):1135.
- [36] Farquharson R, Baldock J. Concepts in modelling N₂O emissions from land use[J]. Plant and Soil, 2008, 309(1/2):147–167.
- [37] Kurganova I N, de Gerenyu V O L. Effect of the temperature and moisture on the N₂O emission from some arable soils[J]. *Eurasian Soil Science*, 2010, 43(8):919–928.
- [38] Breuer L, Butterbach-Bahl K. Local temperature optimum of N₂O production rates in tropical rain forest soils of Australia[J]. Australian Journal of Soil Research, 2005, 43(6):689–694.
- [39] Davidson E A, Verchot L V. Testing the hole-in-the-pipe model of nitric and nitrous oxide emissions from soils using the TRAGNET database[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2000, 14(4):1035-1043.
- [40] Griffis T J, Chen Z C, Baker J M, et al. Nitrous oxide emissions are enhanced in a warmer and wetter world[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2017, 114(45): 12081-12085.
- [41] Xu X F, Tian H Q, Chen G S, et al. Multifactor controls on terrestrial N₂O flux over North America from 1979 through 2010[J]. *Biogeosci*ences, 2012, 9(4):1351-1366.
- [42] Thompson R L, Lassaletta L, Patra P K, et al. Acceleration of global N₂O emissions seen from two decades of atmospheric inversion[J]. Nature Climate Change, 2019, 9(12):993–998.
- [43] Shang Z, Abdalla M, Kuhnert M, et al. Measurement of N₂O emissions over the whole year is necessary for estimating reliable emission factors[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 259: 113864. doi: 10.1016/j. envpol.2019.113864.
- [44] 蔡博峰, 朱松丽, 于胜民, 等.《IPCC 2006年国家温室气体清单指 南 2019修订版》解读[J]. 环境工程, 2019, 37(8):1-11. CAI Bo-feng, ZHU Song-li, YU Sheng-min, et al. The intepretation of 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory[J]. Environmental Engineering, 2019, 37(8):1-11.
- [45] Janssens-Maenhout G, Crippa M, Guizzardi D, et al. EDGAR v4. 3. 2 Global Atlas of the three major greenhouse gas emissions for the peri-

od 1970–2012[J]. Earth System Science Data, 2019, 11 (3): 959-1002.

- [46] Li C S. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 58(1/2/3):259–276.
- [47] Jung M, Reichstein M, Bondeau A. Towards global empirical upscaling of FLUXNET eddy covariance observations: Validation of a model tree ensemble approach using a biosphere model[J]. *Biogeosciences*, 2009, 6(10):2001-2013.
- [48] Zhou F, Shang Z Y, Ciais P, et al. A new high-resolution N₂O emission inventory for China in 2008[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(15):8538-8547.
- [49] Shangguan W, Dai Y J, Duan Q Y, et al. A global soil data set for earth system modeling[J]. *Journal of Advances in Modeling Earth Sys*tems, 2014, 6(1):249-263.
- [50] Mueller N D, Gerber J S, Johnston M, et al. Closing yield gaps through nutrient and water management[J]. *Nature*, 2012, 490 (7419) : 254– 257.
- [51] Lu C Q, Tian H Q. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: Shifted hot spots and nutrient imbalance[J]. *Earth System Science Data*, 2017, 9(1):181– 192.
- [52] Zhang B W, Tian H Q, Lu C Q, et al. Global manure nitrogen production and application in cropland during 1860—2014: A 5 arcmin gridded global dataset for earth system modeling[J]. *Earth System Science Data*, 2017, 9(2):667–678.
- [53] Sacks W J, Deryng D, Foley J A, et al. Crop planting dates: An analysis of global patterns[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2010, 19 (5):607–620.
- [54] Ehrhardt F, Soussana J F, Bellocchi G, et al. Assessing uncertainties in crop and pasture ensemble model simulations of productivity and N₂O emissions[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(2): E603–E616.
- [55] 朴世龙,张新平,陈安平,等.极端气候事件对陆地生态系统碳循环的影响[J].中国科学:地球科学,2019,49(9):1321-1334. PIAO Shi-long, ZHANG Xin-ping, CHEN An-ping, et al. The impacts of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: A review[J]. *Science China Earth Sciences*, 2019, 49(9):1321-1334.
- [56] Vuichard N, Messina P, Luyssaert S, et al. Accounting for carbon and nitrogen interactions in the global terrestrial ecosystem model ORCHI-DEE(trunk version, rev 4999): Multi-scale evaluation of gross primary production[J]. *Geoscientific Model Development*, 2019, 12 (11): 4751-4779.