

基于 DNDC 模型的红壤旱坡花生地 N₂O 排放模拟研究

赵黎雯^{1,2} 左继超¹ 聂小飞¹ 刘士余² 肖国滨³ 郑海金¹

(1. 江西省水利科学院, 南昌 330029; 2. 江西农业大学国土资源与环境学院, 南昌 330045;
3. 江西省红壤及种质资源研究所, 南昌 330046)

摘要: 为探究 DNDC 模型在红壤旱坡地 N₂O 排放模拟的适用性,以赣北红壤旱坡花生地为研究对象,设置常规耕作和轻简化免耕 2 种处理,连续 3 年(2019—2021 年)采用静态箱-气相色谱法开展 N₂O 排放的田间原位观测试验,研究不同耕作处理下 N₂O 排放特征及 DNDC 模型模拟效果。结果表明:DNDC 模型对不同耕作处理下 0~10 cm 土壤温度(相关系数 r 为 0.86~0.87)和作物产量(r 为 0.90)的模拟效果较好。该模型能较好地模拟花生季因施肥和降雨引起的 N₂O 排放波动变化,也能较好地模拟常规耕作下土壤 N₂O 排放峰,但会在一定程度上低估轻简化免耕的 N₂O 排放峰和排放总量,且模型对 16 mm 以下的降雨响应较小。土壤 pH 值、施肥量对红壤旱坡花生地 N₂O 排放的影响最大,降雨量、土壤有机碳含量和粘粒含量也是影响 N₂O 排放的重要因子。模型模拟 2019 年不同施肥量下 N₂O 排放总量与花生产量发现,氮肥施用量不能低于 76.54 kg/hm²,也不宜超过 106.78 kg/hm²。研究结果可为红壤坡耕地作物种植优化、农业温室气体减排等提供理论依据。

关键词: 红壤旱坡花生地; N₂O; 常规耕作; 轻简化免耕; DNDC 模型

中图分类号: S19 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1298(2024)04-0300-12

OSID:



Simulation of N₂O Emission from Sloped Peanut Field on Red Soil
Based on DNDC Model

ZHAO Liwen^{1,2} ZUO Jichao¹ NIE Xiaofei¹ LIU Shiyu² XIAO Guobin³ ZHENG Haijin¹

(1. Jiangxi Academy of Water Science and Engineering, Nanchang 330029, China

2. College of National Territorial Resources and Environment, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045, China

3. Jiangxi Institute of Red Soil and Germplasm Resources, Nanchang 330046, China)

Abstract: To explore the applicability of the DNDC model in simulating N₂O emission from red soil slope farmland, two tillage treatments (conventional tillage and no-tillage) were set up for peanut field in northern Jiangxi Province. Field in-situ observation experiments of N₂O emission were carried out for three consecutive years (2019—2021) by static box-gas chromatography to study the characteristics of N₂O emission and the simulation effect of DNDC model under different tillage treatments. The results showed that the DNDC model had a good simulation effect on soil temperature in 0~10 cm (the correlation coefficient r was 0.86~0.87) and crop yield (r was 0.90) under different tillage treatments. The model could effectively simulate the fluctuation of N₂O emission which caused by fertilization and rainfall during peanut season, as well as the peak of N₂O emission under conventional tillage. However, this model would underestimate the N₂O emission peak and its total amount to some extent under no-tillage, and had a smaller response to rainfall which was below 16 mm. Soil pH value and fertilization amount had the greatest impact on N₂O emissions from sloped peanut field on red soil. Rainfall, soil organic carbon and clay content were also important factors affecting N₂O emissions. According to simulate N₂O emission and peanut yield under different amount of fertilizer application in 2019, it was found that the application amount of nitrogen fertilizer should not be less than 76.54 kg/hm², and should

收稿日期: 2023-08-30 修回日期: 2023-09-24

基金项目: 江西省“双千计划”项目(JXSQ2023201069)、江西省科技厅重大科技研发专项“揭榜挂帅”制项目(20213AAG01012)和江西省自然科学基金项目(20224BAB213039)

作者简介: 赵黎雯(1997—),女,博士生,主要从事水土保持与坡耕地氮循环研究,E-mail: liwengzhao1997@163.com

通信作者: 郑海金(1978—),女,教授级高级工程师,博士,主要从事水土保持与坡地养分循环研究,E-mail: haijinzheng@163.com

not exceed 106.78 kg/hm². The research results can provide theoretical basis for optimizing crop planting and reducing agricultural greenhouse gas emission in red soil slope farmland.

Key words: sloped peanut field on red soil; N₂O; conventional tillage; no-tillage; DNDC model

0 引言

氧化亚氮(N₂O)是仅次于二氧化碳(CO₂)和甲烷(CH₄)的第三大温室气体,其增温潜势约为CO₂的298倍,对环境的影响极大^[1]。平流层N₂O的光解过程会改变O₃的浓度和分布,破坏臭氧层。此外,平流层底部的N₂O可分解产生氮氧化物,经化学反应后形成硝酸,进一步反应形成酸雨^[2]。近几十年受人为活动影响,空气中N₂O浓度逐年增加^[3]。其中,农业N₂O排放总量约占人为N₂O排放总量的66%,且以农田化肥施用为主要排放源^[4]。研究表明,我国农业氮肥的生产效率较低,施入土壤的氮肥约30%被植物吸收,近1/2以上以各种途径损失^[5-7]。因此,降低农田N₂O的排放不仅对生态环境的健康发展有很大的帮助,也有利于提高氮肥利用率。花生是我国重要的油料经济作物,2018—2021年我国种植面积(4.62×10⁶~4.80×10⁶ hm²)和产量(1.73×10⁷~1.83×10⁷ t)均居世界首位。南方红壤丘陵区是我国重要的农业生产区,以我国36%的耕地面积产出了近1/2的油料和粮食等作物^[8]。该种植区地势起伏大,坡耕地是其主要耕地类型之一^[9]。同时,红壤的低pH值会增加自养、异养硝化反应速率,导致其N₂O排放总量高于黑土、褐土、潮土等其他类型的土壤^[10-11]。因此,对南方红壤旱坡花生地N₂O排放进行研究,有利于我国南方坡地农业经济与良好生态环境的健康发展。

运用田间试验的方法探究农田N₂O排放规律需投入大量的时间、人力、物力和财力。模型的发展与应用,使得短时间低成本得到不同环境条件和农业管理模式农田气态氮的损失成为可能^[12]。DNDC模型(Denitrification-decomposition model)是目前最成功的生物地球化学模型之一^[13],国内外学者运用该模型进行了大量农田N₂O排放的模拟研究。在农田点位N₂O排放模拟中,该模型能很好地模拟常规种植状况下农田N₂O排放,但就非农业活动期农田N₂O排放敏感度不够,且在氮肥施用量过高/过低、农田覆膜种植等一些较为特殊的农事处理下,模型模拟精度有所降低^[14-16]。因此,DNDC模型仍需进一步检验与改进。此外,在农田N₂O排放模拟中,DNDC模型对红壤旱坡花生地N₂O排放的点位模拟研究尚未见报道。

鉴于此,为进一步探究DNDC模型在南方红壤

丘陵区应用的可行性,本文运用赣北红壤旱坡花生地2019—2021年耕作管理过程资料、土壤-气候环境数据、作物生长过程资料和农田N₂O排放数据校验DNDC模型,运用校验后的模型模拟分析红壤旱坡花生地N₂O排放的主要影响因素与不同施肥量下土壤N₂O排放和花生产量,为DNDC模型在南方红壤丘陵区的应用与改进提供有益参考,并为红壤坡地耕作区作物种植优化、减少农业温室气体排放等提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验区位于江西省北部九江市德安县郊的江西水土保持生态科技园(29°16′37″~29°17′40″N, 115°42′38″~115°43′06″E)。园区地处亚热带湿润季风气候区,年平均降雨量1436.8 mm(2001—2018年),主要集中在4—8月,占年总降雨量的56.5%~69.0%;多年平均气温16.7℃,多年平均无霜期249 d,年日照时数1700~2100 h;海拔30~100 m,坡度5°~25°;土壤类型主要为第四纪红色黏土发育的红壤,呈酸性。试验区地处鄱阳湖流域鄱阳湖区,坡耕地分布集中,主要农作物为花生、油菜等,一般采取顺坡种植。该区位于我国红壤的中心地带,其地形特征、气候特征、土壤类型在南方红壤丘陵区具有典型性和代表性。2019年播种前,试验区0~20 cm土层土壤有机质、全氮、全磷含量(质量比)分别为13.03、0.71、0.15 g/kg,碱解氮、速效磷含量分别为60.32、2.29 mg/kg, pH值为5.47,粘粒、粉粒和砂粒含量(质量分数)分别为33.26%、54.07%和12.67%,属砂质黏壤土(美国制)。

1.2 试验设计

试验观测在长×宽为20 m×5 m的径流小区内进行,坡度为8°,代表江西大部分坡耕地坡度。试验设置2种处理,分别为常规耕作(CT,常规翻耕+常规施肥)和轻简化免耕(N_T,轻简化免耕+常规施肥),CT处理重复3次,N_T重复2次。CT小区翻耕深度20 cm左右,不起垄,顺坡开深5 cm左右的种植沟,点穴播种花生;花生株距15~17 cm、行距30~33 cm,每穴3粒;N_T小区不翻耕土壤直接顺坡开种植沟,沟宽为20 cm,沟深15 cm,垄高10 cm;花生预先置于沟两侧地面,覆土厚8 cm,距垄边6 cm,种植密度与CT保持一致。2019年花生季(5月9

日—8月23日)基肥施用时间为5月9日,6月13日追肥;2020年花生季(5月5日—8月16日)基肥施用时间为5月5日,6月2日追肥;2021年花生季(5月14日—8月22日)基肥施用时间为5月15日,6月12日追肥。施肥量参照当地农民施肥习惯和花生需肥习性,基肥施用氮素 60.0 kg/hm²、磷素 88.6 kg/hm²,追肥施用尿素 34.5 kg/hm²。基肥施用为人工撒施后进行翻耕,追肥为随降雨撒施渗入耕层。

1.3 样品采集和测定

红壤旱坡花生地 N₂O 排放通量采用静态式密闭箱—气相色谱法测定。静态式密闭箱主要由地上和地下两部分组成,箱高 60 cm、长 60 cm、宽 40 cm,箱盖上表面开孔连接温度计和抽气管(连有三通阀),接口处涂抹硅胶,防止漏气;箱座长 60 cm、宽 40 cm、上底高出坡面 15 cm、下底高出坡面 25 cm,且上边缘带有深 1 cm、宽 1 cm 的不锈钢凹槽。花生种植前将箱座埋入土壤中,使箱座上口保持水平。采样时,凹槽加水 0.5 cm,同时将预先充满电的小功率风扇放入箱内,打开风扇,盖上箱盖。抽气时,用注射器连接三通阀,打开三通阀,抽动 10 下,使箱内气体充分混匀,抽取 10 mL 注入真空瓶,每次采 4 个样,每个样相隔 20 min,采样同时读取密闭箱温度。花生施肥播种后立即开始 N₂O 采集,连续监测 15 d,每天取样 1 次;之后根据测定结果调整采样频率,至少保证 7 d 1 次,花生收获后监测 1~2 次样。N₂O 采样时间为 08:00—10:00。2019 年样品在华中农业大学采用 Agilent GC7890A 型气相色谱仪(美国)测定分析;2020、2021 年受疫情影响改送江西省农业科学院,采用 SHIMADZU GC-2010PLUS 型气相色谱仪(日本)测定分析。花生季 N₂O 排放通量和累积排放总量计算公式参考文献[17]。

在收集 N₂O 当天 08:00 和 14:00 左右,用 TDR150 型便携式土壤水分仪在每个采样点周边选取 3 个点测定当天 0~10 cm 土层的土壤温度和土壤含水率(体积含水率)。土壤温度和土壤含水率取采样当天两次测定的平均值,采样频率与 N₂O 气体收集频率一致。

花生收获时,根据实际产量统计总荚果干质量。在各小区按 S 形选择 10 穴、每穴 2 枝植株,各植株的荚果、叶、茎、根分别 105℃ 杀青 30 min,再在 70℃ 干燥箱中干燥至恒定质量,称量,记录干物质量。依据 3 年植株的均值测定最终荚果、叶、茎、根干质量占比。

1.4 DNDC 模型

DNDC 模型主要由两大部分组成,一部分模拟

土壤环境,包括土壤气候、土壤有机质分解和农作物生长 3 个子模型;另一部分模拟该土壤环境对微生物活动的影响,包括发酵作用、硝化作用及反硝化作用 3 个子模型^[18]。该模型自 1992 年由李长生等建立至今,已被国内外学者广泛应用于模拟不同种类农田的土壤温度、土壤相对湿度、温室气体(CO₂、CH₄、N₂O)排放、NH₃挥发、作物产量、农田 NO₃⁻ N 径流淋溶损失和土壤有机碳的变化情况^[12,19]。其中, DNDC 模型对土壤 N₂O 的排放模拟应用最广。该模型虽能模拟多种农业/自然生态系统下土壤 N₂O 排放情况,但土壤氮转化的复杂性与农业管理、土壤条件、气候环境组合的多样性使得该模型仍需进行大量校验。因此,在模拟红壤旱坡花生地 N₂O 排放前,需对 DNDC 模型进行校正与验证,调整模型内部默认值,以提高模型模拟的精准度^[20]。

1.4.1 模型参数输入

本试验收集与测量了模型模拟所需数据,运用 2019 年花生地实测数据对模型部分默认参数进行校正,并用 2020、2021 年花生地实测数据对校正后的 DNDC 模型模拟结果进行验证。气象数据采用科技园内实测数据;土壤与作物部分数据为田间采样后检测所得;耕作、施肥管理根据田间实际记录。最终实测输入参数如下:纬度(29.28°)、降雨氮平均含量(质量浓度)(1.18 mg/L)、用地类型(旱地)、土壤质地(粉黏壤土)、坡度(8°)、播种—收获时间(2019 年:5 月 9 日—8 月 23 日;2020 年:5 月 5 日—8 月 16 日;2021 年:5 月 15 日—8 月 22 日)、花生最佳产量(3 592 kg/hm²)、花生生长积温(1 320℃)、花生生物量分配比例(荚果、叶、茎、根分配比例为 0.446 9:0.204 5:0.270 9:0.077 7)、固氮系数参考文献[21](1.67)、翻耕时间(2019 年 5 月 9 日,2020 年 5 月 5 日,2021 年 5 月 15 日)、翻耕深度(CT: 20 cm;NT: 8 cm)、其他参数均采用模型默认值。因该坡地耕作试验从 2017 年连续进行至今,不同耕作措施下土壤的性质已有所改变,所以不同耕作措施的土壤输入参数不同。由于常年耕作,上层 20 cm 土壤性质均匀,因此输入 0~20 cm 土壤参数进行模拟。2019 年花生种植前土壤参数如表 1 所示,其中田间持水率、萎蔫系数根据已有数据计算取得^[22]。

1.4.2 模型验证

采用相关系数 *r*、平均偏差 *E* 和模型效率指数 *EF* 等统计参数评价 DNDC 模型的模拟效果。*r* 越接近 1,模型模拟值与田间实测值的拟合程度越高;*E* < 0,模型模拟值低于实测值,反之则高于实测值。*EF* 反映模拟值对田间实测值的趋势模拟效果。当 *EF* 为 0~1 时,值越接近 1,模拟值与实测值之间的

表 1 不同耕作处理表层(0~20 cm)土壤输入参数

Tab.1 Soil input parameters of topsoil (0~20 cm) under different tillage treatments

耕作措施	pH 值	粘粒质量 分数/%	SOC 含量/ (kg·kg ⁻¹)	容重/ (g·cm ⁻³)	导水率/ (m·h ⁻¹)	田间持水率/ %	萎蔫系数/ %
CT	5.74	30.32	0.008 5	1.271	0.028	0.342	0.168
NT	5.46	32.24	0.007 7	1.310	0.013	0.264	0.103

相关度越大;当 $EF < 0$ 时,模拟值与实测值之间极
度不相关^[16]。 EF 计算公式为

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (M_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (M_i - S_{avg})^2}$$

(1)

式中 n ——进行田间实测的次数
 S_i ——田间实测值
 M_i ——模型模拟值
 S_{avg} ——各田间实测值均值

1.4.3 敏感性分析

不同气候、土壤、农作物、耕作管理输入参数对土壤 N₂O 排放、作物产量的影响程度不同。运用 DNDC 模型自带的 Monte Carlo Test 进行敏感性分析,可输出目标观测对象对输入参数变化的响应程度。本文以 2019 年常规耕作为基准,参考影响南方红壤质量的重要因子和前人对 DNDC 模型敏感性分析的研究成果,对降雨量、气温、降雨氮含量、粘粒含量、SOC 含量、pH 值、施肥量和耕作深度等因子进行模拟分析。每项指标重复模拟 4 000 次,并根据输出结果计算敏感性指数。敏感性指数计算公式为

$$S = \frac{(O_2 - O_1) / O_{avg}}{(I_2 - I_1) / I_{avg}}$$

(2)

式中 S ——敏感性指数
 $I_2、I_1$ ——输入参数最大值和最小值
 I_{avg} ——输入参数平均值
 $O_2、O_1$ ——输入参数 $I_2、I_1$ 的相应输出结果
 O_{avg} ——输出目标观测结果平均值

敏感性指数与输入参数对目标观测项的影响程度呈正相关。当 $S > 0$ 时,目标观测项与输入参数呈正相关;当 $S < 0$ 时,目标观测项与输入参数呈负相关。

1.5 计算分析

基于 Excel 2020 和 SPSS 22 进行数据统计分析,采用 Origin 2018 绘图。

2 结果与分析

2.1 不同耕作措施下花生季土壤温度、含水率和作物产量模拟

试验区 2019—2021 年花生季逐日气温与降雨

量如图 1 所示。3 年各花生季最高气温为 38.2 ~ 38.6℃、最低气温为 12.3 ~ 15.1℃、平均气温为 27.0 ~ 27.4℃,平均气温从播种到收获整体呈波动上升趋势。3 年花生季平均气温由大到小依次为 2020 年、2021 年、2019 年。2019 年花生季降雨量为 518.0 mm,占该年总降雨量的 43.5%,且降雨主要集中在 6 月中旬至 7 月中旬;2020 年花生季降雨量达 918.0 mm,占该年总降雨量的 49.6%,且主要集中在 5 月底至 7 月中旬;2021 年花生季降雨量 664.3 mm,占该年总降雨量的 47.4%,且主要集中在 5 月。3 年花生季降雨量由大到小依次为 2020 年、2021 年、2019 年,与花生季平均气温表现一致。

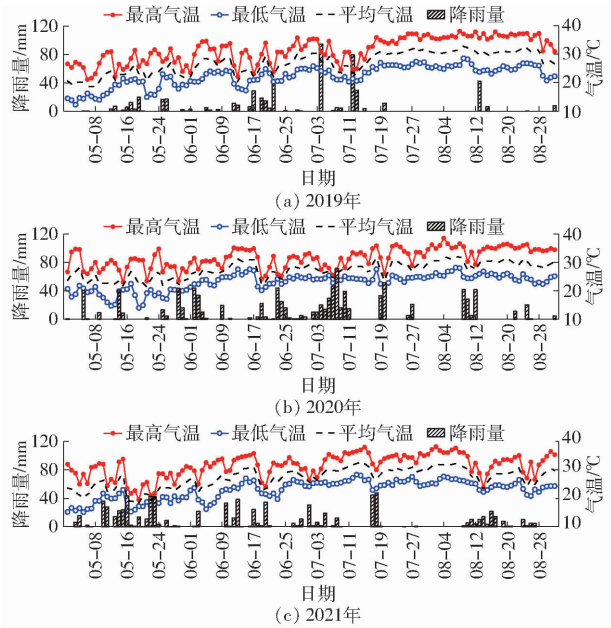


图 1 2019—2021 年花生季逐日降雨量与气温变化

Fig.1 Changes of daily rainfall and temperature in peanut season from 2019 to 2021

采用 DNDC 模型对不同措施下的土壤含水率和土壤温度进行模拟对比。由表 2 可知,两种措施之间 0~10 cm 土层的土壤含水率、土壤温度无显著性差异($P > 0.05$)。对比试验实测值和 DNDC 模型模拟值发现,不同处理 0~10 cm 土层土壤含水率实测值与模拟值 r 为 0.48 ~ 0.54, EF 均低于 0,模拟效果较差。而 DNDC 模型对两种措施下 0~10 cm 土层的土壤温度模拟效果较好, r 为 0.86 ~ 0.87, EF 为 0.60 ~ 0.71。

表 2 2019—2021 年花生季 0~10 cm 土壤含水率和温度

Tab.2 Soil water content and soil temperature of 0~10 cm soil layer in topsoil from 2019 to 2021

耕作措施	土壤含水率					土壤温度				
	实测均值/%	模拟均值/%	<i>r</i>	<i>E</i> /%	<i>EF</i>	实测均值/℃	模拟均值/℃	<i>r</i>	<i>E</i> /℃	<i>EF</i>
CT	33 ^a	25	0.54	-0.07	-0.66	28.00 ^a	26.72	0.86	-1.28	0.60
NT	31 ^a	21	0.48	-0.10	-0.48	26.66 ^a	25.97	0.87	-0.69	0.71

注:不同小写字母表示不同处理差异显著($P<0.05$)。

基于 DNDC 模型对不同措施下的花生产量进行模拟对比。如图 2a(图中不同大写字母表示不同年份同一处理差异显著,不同小写字母表示同一年份不同处理差异显著($P<0.05$))所示,2019—2021 年 CT 和 NT 处理间花生产量无显著差异($P>0.05$),但整体均表现为 CT 高于 NT。DNDC 模型能很好地模拟这一特征。如图 2b 所示,花生产量实测值与模拟值的拟合方程为 $y=0.4139x+1\,926.6$,其决定系数 R^2 高达 0.802 3, r 为 0.895 7, EF 为 0.516 8,表明模型能很好地模拟不同种植年花生产量的变化趋势。

2.2 不同耕作措施下花生季 N₂O 排放过程与排放总量模拟

采用 DNDC 模型模拟两种措施下花生季 N₂O 排放通量,并与实测值进行对比分析。如图 3、表 3 所示,2019—2021 年 CT 的土壤 N₂O 排放通量实测值与模拟值 r 为 0.56~0.68, EF 为 0.21~0.37;NT 处理 r 为 0.62~0.76, EF 为 0.34~0.36。可知,DNDC 模型能较好地模拟 CT 和 NT 处理下 N₂O 排放通量的变

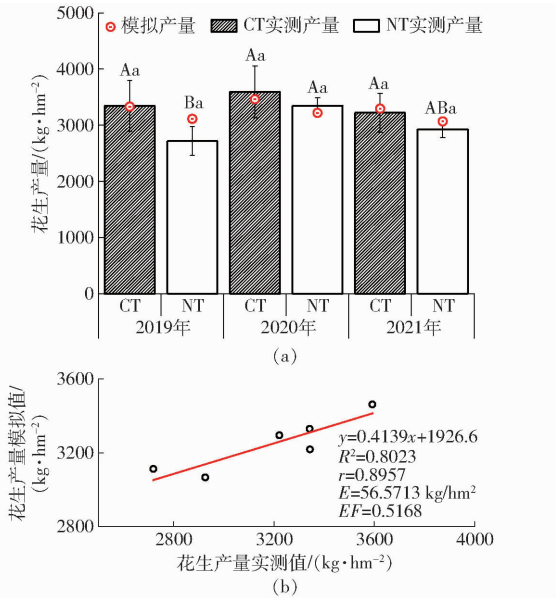


图 2 2019—2021 年花生季花生产量实测值与模拟值对比
Fig.2 Comparisons of simulated and observed values of peanut yield from 2019 to 2021

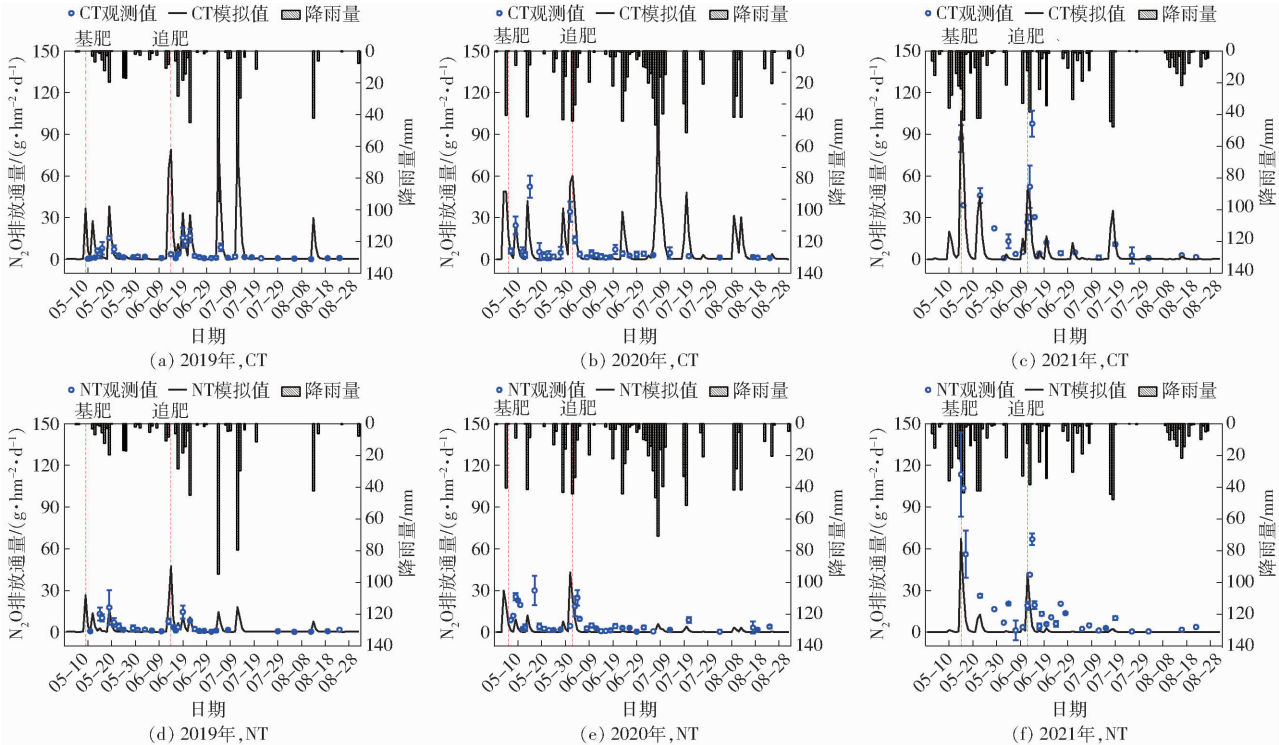


图 3 2019—2021 年花生季 N₂O 排放通量实测值与模拟值对比

Fig.3 Comparisons of simulated and measured N₂O emission fluxes under different treatment from 2019 to 2021

(0.56 ± 0.11) kg/hm²、(0.63 ± 0.08) kg/hm², 模拟值分别为 0.77、0.89、0.58 kg/hm²。模型对 2021 年花生季 CT 处理 N₂O 排放总量模拟效果较好,但在一定程度上高估了 2019—2020 年花生季的 N₂O 排放总量,这是因为在模拟中 2019—2020 年 7 月初均出现了 N₂O 排放高峰(图 3)。相较于 CT 处理,模型在一定程度上低估了 2021 年 NT 处理下土壤 N₂O 排放峰值,基肥施用后 N₂O 实测排放峰高达 113.47 g/(hm²·d)。而模型模拟值为 67.19 g/(hm²·d);追肥施用后,N₂O 排放峰为 66.80 g/(hm²·d),模型

模拟值为 42.70 g/(hm²·d)。由 2019—2021 年 NT 处理 *E* 值(−13.79 ~ −0.85 g/(hm²·d))均小于 0 可知,DNDC 模型低估了花生季 NT 处理土壤 N₂O 排放通量,进一步低估 N₂O 排放总量。2019—2021 年 NT 实测 N₂O 排放总量分别为(0.45 ± 0.03) kg/hm²、(0.60 ± 0.14) kg/hm²、(0.77 ± 0.06) kg/hm²,模拟值分别为 0.28、0.18、0.22 kg/hm²。

综上所述,模型能较好地模拟 CT、NT 处理下 N₂O 的排放趋势,但会低估 NT 的 N₂O 排放峰及其排放总量。

表 3 花生季 N₂O 观测总量、模拟总量和排放通量拟合指标

Tab.3 Observed total, simulated total and emission flux fitting indexes of N₂O during peanut season

年份	耕作措施	观测总量/ (kg·hm ⁻²)	模拟总量/ (kg·hm ⁻²)	N ₂ O 排放通量拟合指标		
				<i>r</i>	<i>E</i> /(g·hm ⁻² ·d ⁻¹)	<i>EF</i>
2019	CT	(0.29 ± 0.03) ^{Bb}	0.77	0.56	5.69	0.21
	NT	(0.45 ± 0.03) ^{Ba}	0.28	0.67	−0.85	0.35
2020	CT	(0.56 ± 0.11) ^{Aa}	0.89	0.60	−0.43	0.34
	NT	(0.60 ± 0.14) ^{Aa}	0.18	0.62	−3.64	0.36
2021	CT	(0.63 ± 0.08) ^{Aa}	0.58	0.68	−3.62	0.37
	NT	(0.77 ± 0.06) ^{Aa}	0.22	0.76	−13.79	0.34

注:不同大写字母表示不同年份同一处理差异显著(*P* < 0.05),不同小写字母表示同一年份不同处理差异显著(*P* < 0.05)。

2.3 DNDC 模型运用

2.3.1 敏感性分析

进行敏感性分析时,因施肥量和耕作深度是人为可控并可大幅变化的影响因素,因此其取值范围为基准值的 50% ~ 150%,其他因素取值范围为基准值的 80% ~ 120%。如表 4 所示,在 8 个输入指标中,除土壤粘粒含量、土壤有机碳含量与红壤旱坡花生地 N₂O 排放总量为负相关外,其他输入指标均为正相关。其中,土壤 pH 值对 N₂O 排放总量的影

响最大,敏感性指数 *S* 为 2.140;其次为施肥量、土壤粘粒含量、降雨量和土壤有机碳含量,敏感性指数 *S* 分别为 1.519、−0.531、0.475 和 −0.330;耕作深度(0.205)、降雨氮含量(0.066)、气温(0.132)对花生季土壤 N₂O 排放总量的影响相对较小。就花生生产量而言,降雨量与产量的 *S* 为 1.186,因此,降雨量的增加会在很大程度上提高花生产量;其他输入指标的敏感性指数均十分小,其中气温、耕作深度与花生产量呈负相关,*S* 仅为 −0.089、−0.008。

表 4 红壤旱坡花生地 N₂O 排放总量和作物产量的敏感性分析

Tab.4 Sensitivity analysis of N₂O emission and crop yield on sloped peanut filed of red soil

参数		基准	取值范围	敏感性指数 <i>S</i>	
				N ₂ O 排放总量	花生产量
气候	生长季降雨量/mm	518	414.40 ~ 621.60	0.475	1.186
	生长季气温/℃	27	21.60 ~ 32.40	0.132	−0.089
	降雨氮含量/(mg·L ^{−1})	1.18	0.94 ~ 1.42	0.066	—
土壤	粘粒含量/%	30.32	24.26 ~ 36.38	−0.531	0.028
	有机碳含量/(kg·kg ^{−1})	0.008 5	0.006 8 ~ 0.010 2	−0.330	—
	pH 值	5.74	4.59 ~ 6.89	2.140	—
农田管理	施肥量/(kg·hm ^{−2})	94.5	66.15 ~ 122.85	1.519	0.010
	耕作深度/cm	20	10 ~ 30	0.205	−0.008

注:—表示敏感指数趋近于 0。

2.3.2 不同施氮量下 N₂O 排放量与花生产量模拟

基于 2.3.1 节,施肥量对红壤旱坡花生地 N₂O 排放总量的影响十分大。因此,以 2019 年为例,运用 DNDC 模型模拟不同施肥量下花生季 CT 的 N₂O

排放总量与作物产量的变化情况。由图 4 可知,红壤旱坡花生地观测期 N₂O 排放总量随氮肥施用量的增加而增加,当施肥量到达 112.45 kg/hm² 时,N₂O 排放总量增加速率变慢。花生产量随氮肥施用

量的增加而增加,当施用量达到一定值后不再增长。即模型模拟发现 2019 年红壤旱坡花生地最高产量施氮量为 106.78 kg/hm²,其花生籽粒产量高达 3 537.65 kg/hm²。

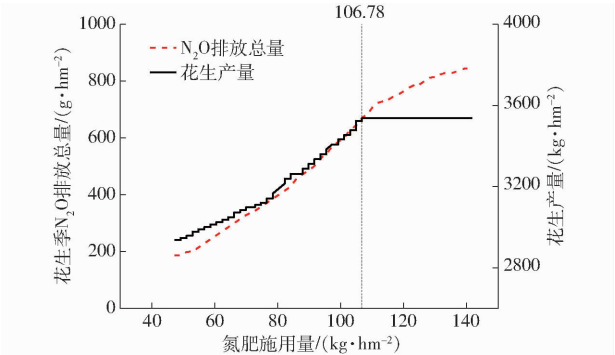


图 4 花生季不同施肥量下 N₂O 排放总量与花生产量模拟结果

Fig. 4 Simulation results of total N₂O emission and crop yield under different fertilizer applications in peanut season

图 5 为 DNDC 模型模拟不同施肥量下每增加 1 kg 氮肥,1 hm²红壤旱坡花生地 N₂O 排放总量和花生产量增长速率。当施肥量为 51.03 ~ 84.11 kg/hm²时,N₂O 排放总量增长速率为 2.65 ~ 5.29 g/kg(该施肥量区间 1 hm²红壤旱坡花生地每增加 1 kg 氮肥,N₂O 排放总量增长 2.56 ~ 5.29 g);施肥量增加到 84.11 ~ 112.46 kg/hm²时,N₂O 排放总量增长速率为 5.29 ~ 10.58 g/kg;施肥量为 112.46 ~ 141.75 kg/hm²时,N₂O 排放总量增长速率为 1.76 ~ 5.29 g/kg。对花生产量而言,当施肥量为 49.14 ~ 76.66 kg/hm²时,花生产量增长速率 4.06 ~ 12.79 kg/kg;施肥量增加到 76.54 ~ 104.90 kg/hm²时,花生产量增长速率为 11.01 ~ 16.19 kg/kg;施肥量为 106.78 kg/hm²时,花生产量增长速率降低至 7.27 kg/kg,当施肥量大于 106.78 kg/hm²时,花生产量增长速率直线下降直至为 0 kg/kg。由花生产量和土壤 N₂O 排放量的增长情况可以看出,氮肥施用量不能低于 76.54 kg/hm²,也不宜超过 106.78 kg/hm²。

3 讨论

3.1 红壤旱坡花生地 N₂O 排放特征与 DNDC 模型模拟效果

3.1.1 不同处理红壤旱坡花生地 N₂O 排放特征

降雨是农田反硝化作用的驱动因子,其主要通过影响土壤含水率进一步影响 N₂O 排放通量^[23]。本试验中降雨量与降雨时间分布对农田 N₂O 排放通量和花生季排放总量的影响显著(图 3)。观测期内花生季降雨量由大到小依次为 2020 年、2021 年、2019 年,相应地,CT 和 NT 的 2020、2021 年花生季

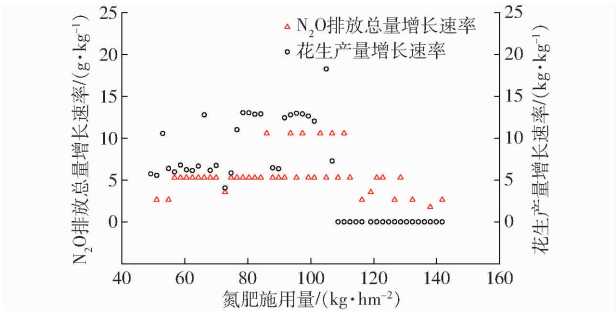


图 5 不同施肥量下土壤 N₂O 排放总量增长速率、花生产量增长速率

Fig. 5 Increasing rate of total amount of soil N₂O emission and peanut yield under different fertilizer applications

N₂O 排放总量显著大于 2019 年。由图 1、3 可知,2021 年施肥期间连续 14 d 均发生降雨,基肥施用当天降雨量达 23.80 mm。肥料的施用为土壤硝化-反硝化作用提供了充分的反应底物,而降雨又为反硝化作用提供了良好的低氧环境,所以 2020 年花生季降雨量虽比 2021 年高 253.7 mm,但两处理 2021 年土壤 N₂O 排放峰值与花生季排放总量均显著高于 2020 年。此外,耕作方式是影响 N₂O 排放量与作物产量的重要因素之一。就红壤旱坡花生地而言,N₂O 排放峰值及其排放总量主要表现为 CT 小于 NT。相较于 CT,NT 的土壤扰动小,透气性差,保水性强,因此易形成厌氧环境^[24]。虽然 NT 的 N₂O 排放总量大于 CT,但有研究表明,长期免耕会增加表土层土壤微生物生物量碳、氮、磷含量,同时还能降低侵蚀产沙量^[25-26]。综上所述,降雨量及其分布对红壤旱坡花生地 N₂O 排放通量和花生季排放总量的影响十分显著,应尽量避免降雨发生时施用基肥;NT 增加了红壤旱坡花生地 N₂O 排放总量,但仍需长期考察 NT 在红壤丘陵区的应用效益。

3.1.2 DNDC 模型对土壤温度、含水率和花生产量的模拟

DNDC 模型根据土壤导水率将 50 cm 厚的土壤剖面均匀地划分为若干层。确定每层土壤的热容量和导热率后,依据输入的气象数据确定土壤表层温度,进而对观测期内试验土壤温度进行模拟^[27]。本试验土壤温度模拟结果与张婧的研究结果^[28]一致, DNDC 模型对红壤旱坡花生地土壤温度的模拟精度较高,但模型对土壤含水率的模拟效果相对较差。相较于实际土壤含水率,模型模拟值的变化速率较快,这一现象在 NT 处理中十分常见。JIANG 等^[29]也发现,平地农田实测土壤含水率对降雨或蒸发的响应速率低于模型模拟响应速率。DNDC 模型是通过模拟各种环境输入参数对土壤氧化还原电位(Eh)、无机氮(铵态氮、硝态氮)和可溶性有机碳

(DOC) 3 因子的影响,进而模拟土壤 N₂O 的排放^[30]。模型对土壤含水率模拟准确度的下降必定会降低其对土壤 Eh 等的模拟准确度。因此,模型需进一步改进其土壤水分的内在分配机制。DNDC 模型中粮食和油料作物是其研究重点,占总模拟作物的 67.5% 和 12.5%^[31]。但在模拟不同作物生长时,最好根据当地实测数据对内部参数进行校正^[32]。本文应用 3 年实测数据对花生输入参数进行校正,校正后模型对花生产量的模拟效果较好,*r* 高达 0.90。此外,由图 2 可知,模型能较好地地区分 CT 和 NT 处理对花生产量的影响。总之, DNDC 能准确模拟红壤旱坡花生地的土壤温度和作物产量,但需提高其对土壤含水率的模拟准确性。

3.1.3 DNDC 模型对红壤旱坡花生地 N₂O 排放的模拟

DNDC 模型是在农业 N₂O 排放中应用最广泛的模型。大量研究发现,该模型能较好地模拟农田中由降雨、灌溉等引起的 N₂O 排放波动,准确捕捉施肥后农田 N₂O 的排放峰^[14, 33]。张开等^[20] 实测的 2017—2019 年马铃薯田 N₂O 排放通量与模拟值之间的决定系数 *R*² 高达 0.69 ~ 0.85;夏文建等^[34] 发现稻麦轮作农田 N₂O 的 DNDC 模型模拟值与实测值之间达极显著水平。本文研究结果表明, DNDC 模型能很好地模拟 CT 和 NT 处理的红壤旱坡花生地在施肥和降雨后土壤 N₂O 排放通量的变化情况。除此之外,由图 1 可知,2021 年基肥施用当天降雨量为 23.80 mm,之后连续 13 d 均产生降雨,其他两年并未出现此现象。在 DNDC 模型的模拟中,3 年观测期内 CT、NT 处理土壤 N₂O 排放模拟峰值由大到小均依次为 2021 年、2020 年、2019 年。因此,模型还能准确地模拟出施肥当天发生降雨所导致的 N₂O 排放通量大幅上升的现象。但 DNDC 模型对花生季各耕作措施下土壤 N₂O 排放总量的模拟效果较差。模型也在一定程度上高估了 2019、2020 年 CT 的 N₂O 排放总量,由图 3 可知,这是因为模型模拟 CT 的 N₂O 排放时,在 2019 年 7 月 4 日(降雨量为 94.8 mm)、7 月 12 日(79.6 mm)和 2020 年 7 月 8 日(70.79 mm)、8 月 9 日(41.7 mm)和 8 月 12 日(41.4 mm)出现了田间试验未观测到的 N₂O 排放高峰。删除 2019、2020 年 7、8 月的 N₂O 排放峰后, DNDC 模型模拟的 CT 处理 2019、2020 年花生季 N₂O 排放总量降低至 0.46、0.51 kg/hm²,与实测 N₂O 排放总量十分接近。此外,模型显著低估了花生季 NT 处理土壤 N₂O 累积排放总量,这可能与模型对 NT 的土壤含水率模拟效果差,未考虑该耕作方式对土壤含水率的影响等有关。

DNDC 模型的水肥一体化模块对 N₂O 的排放模拟以经验参数为主,同时模型为方便模拟简化了需要输入的参数,从而在一定程度上降低了模型的精准度。研究表明 DNDC 模型存在低估干旱期、非农业活动期、高肥/低肥等极端耕种情况下农田的 N₂O 排放通量和不能准确预测降雨后日尺度上农田 N₂O 排放通量等问题^[35-36]。由图 3 可知,每年 7、8 月发生暴雨时,CT 处理的 N₂O 排放模拟中均会出现 N₂O 排放峰,此现象与 MARY 等^[36] 运用该模型模拟玉米地 N₂O 排放时遇到的问题一致。查看模型输出过程资料发现,受降雨影响,0 ~ 30 cm 土层反硝化作用发生,且反硝化反应速率十分快。实测数据中,2021 年 5 月 13 日土壤硝态氮质量比为 9.02 mg/kg,5 月 14 日(当天降雨量为 22.10 mm)施肥前土壤硝态氮质量比降低至 6.79 mg/kg。因此,降雨发生后当天的硝态氮含量相较于前一天会显著下降,但模型模拟的暴雨发生当天与前一天土壤硝态氮含量十分相近。此外,在花生季土壤 N₂O 排放过程模拟中,仍存在部分 N₂O 波动未被 DNDC 模型捕捉。该现象主要发生在连续多天中雨或小雨的情况下。以 2021 年 CT 处理为例,该年 5 月 26—29 日期间均发生降雨,日降雨量为 0.1 ~ 9.1 mm,雨强 0.1 ~ 1.2 mm/h;5 月 29 日土壤 N₂O 实际观测排放通量为 22.34 g/(hm² · d),而模型模拟值仅为 0.017 g/(hm² · d)。王立为等^[30] 也发现 DNDC 模型对连续多天、降雨量较低的响应不明显。李长生^[27] 研究表明,该模型反硝化作用发生在较低的 Eh 环境,日降雨量(*W_p*, mm)主要通过降雨时长(*T_p*, h)来影响土壤 Eh;其降雨时长计算公式为 *T_p* = *W_p* / *I_p*,每场降雨雨强(*I_p*, mm/h)均为 5 mm/h。本试验总结了 2019—2021 年不同日降雨下 CT 处理的土壤 Eh 变化情况发现(图 6),当日降雨量超过 16 mm 时,模型模拟的土壤 Eh 降低至 558.6 mV,土壤中反硝化

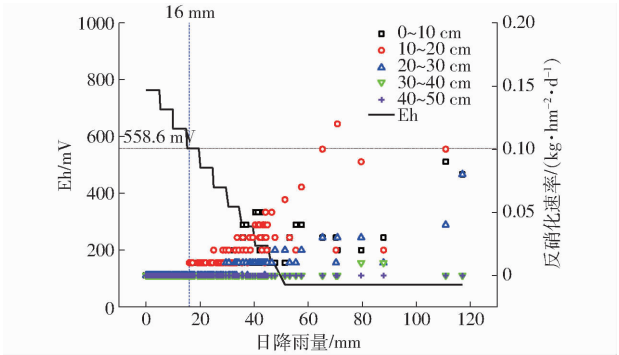


图 6 不同日降雨量下 CT 处理的氧化还原电位、反硝化速率变化特征

Fig.6 Changes of soil Eh and denitrification rate of CT treatment under different daily rainfall

作用发生。因此,日降雨量低于 16 mm 时,模型默认红壤旱坡花生地的土壤中并未发生反硝化作用。除此之外,2021 年花生季降雨强度大于等于 5 mm/h 的降雨天数仅占该期总降雨天数的 5.45%,这也在一定程度上降低了土壤 N₂O 排放的模拟精度。

综上所述,DNDC 模型能较为准确地模拟红壤旱坡花生地 N₂O 排放通量变化趋势和常规耕作下花生季 N₂O 排放总量。但模型还需进一步改进不同耕作深度对土壤透气性、持水性的内在影响模块,调整土壤硝化-反硝化底物的变化机制和降雨-氧化还原电位模块的默认公式,以提高模型模拟的精准度。

3.2 DNDC 模型模拟应用

3.2.1 红壤旱坡花生地 N₂O 排放的主要影响因素

土壤 N₂O 排放是一个十分复杂的过程,其主要影响因素为农业管理和土壤-气候环境,任一条件的改变均会在一定程度上影响土壤气态氮的损失。ZHAO 等^[37]应用 DNDC 模型敏感性分析发现,土壤 pH 值、降雨量和土壤有机碳含量对上海水稻田 N₂O 排放的影响很大,与本试验结果一致;不同的是,其土壤 pH 值与 N₂O 排放总量之间的敏感性指数 *S* 为 -2.37,而本试验两者之间 *S* 为 2.140,这主要与红壤呈酸性有关。由实测数据可知,降雨量及其分布对红壤旱坡花生地 N₂O 排放的影响十分显著。除此之外,在花生生长时长(100~106 d)相差不大、施肥量相同的情况下,不同耕作年花生季降雨量对作物产量的影响也很大。在模型的敏感性分析中降雨量对土壤 N₂O 排放量、作物产量之间的 *S* 分别为 0.475、1.186。不同的是,花生季 NT 处理的 N₂O 累积排放总量总体大于 CT,而耕作深度与 N₂O 排放总量之间的 *S* 仅为 0.205,再一次印证了 DNDC 模型对不同耕作深度下土壤理化性状的模拟与实际情况存在一定偏差。不同粒级土壤颗粒组成导致其构成的土壤团聚体在通气性、营养物质分布、有机碳扩散、微生物活性等条件亦有差别,因此其对 N₂O 的排放贡献表现出差异^[38]。一些研究发现 N₂O 排放总量与土壤粘粒含量和有机碳含量呈正相关关系^[30,39];然而,亦有不同研究结果,如陈桢等^[40]运用 DNDC 模型进行江苏省水稻土 N₂O 排放敏感性因素分析时发现,随着土壤有机碳含量的增加(0.005~0.045 kg/kg),土壤 N₂O 排放总量呈先增加后下降趋势;DNDC 模型模拟的稻麦轮作田 N₂O 排放总量与土壤粘粒含量(取值范围为 12%~24%)的 *S* 也为负值(-0.38)^[34]。本研究敏感性分析中,土壤粘粒含量(取值范围为 24.26%~36.38%)和土壤有机碳含量(0.006 8~0.010 2 kg/kg)的 *S* 均为负值

(表 4)。可见,各影响因子与土壤 N₂O 排放量之间并非简单的正负线性相关,其内在机制还有待进一步探究。大多研究认为在一定施肥范围内作物产量会随施肥量的增加而增加^[41],本试验两者的 *S* 为 0.010,这一结果与北方马铃薯田(*S* = 0.133)一致^[30]。因此,在当地施肥量基础上适当降低施肥量可能不会影响作物产量。总体而言,红壤旱坡花生地 N₂O 排放的主要影响因素有施肥量、土壤有机碳、粘粒含量和降雨量。

3.2.2 不同施氮量下 N₂O 排放量与花生产量模拟

氮是影响植被生长和作物产量的三大必需营养元素之一,氮肥施用能有效提高作物产量及其品质^[41]。本文运用 DNDC 模型模拟了不同施肥量下红壤旱坡花生地 N₂O 排放量和花生产量,发现 N₂O 排放总量随施氮量的增加而增加,花生产量在氮肥施用量达到 106.78 kg/hm² 后不再上升。在不同施肥量范围内,单位面积土壤 N₂O 排放总量和花生产量的增长速率有所不同。施肥量为 84.11~112.46 kg/hm² 时,土壤 N₂O 排放总量增长速率最高,为 5.29~10.58 g/kg;施肥量为 76.54~104.90 kg/hm² 时,花生产量增长速率最高,为 11.01~16.19 kg/kg。综合考虑作物产量和 N₂O 排放总量后,氮肥施用量最好控制在 76.54~106.78 kg/hm²。郑文琦等^[41]综合生产目标、土壤肥力和环境影响等发现红壤旱坡花生地最佳氮肥施用量为 90 kg/hm²,该结果正好在本研究得到的最佳氮肥施用范围之内。控制农田肥料氮的施用量,使农业生产在实现其目标产量、作物品质与经济效益的同时,兼顾降低对环境的不良影响、提高土壤肥力^[42]。“4R”技术,即合理的施肥量(Right amount)、施肥时间(Right time)、施肥方式(Right place)和施肥品种(Right type)的应用能有效降低农田氮肥损失,科学合理指导农田肥料管理。合理的施氮量是农田肥料管理最常关注的一点,但正确的肥料品种、正确的施肥时间和正确的施肥方式也应是合理施肥的考量标准^[43]。本文运用 DNDC 模型确定的氮肥施用范围考虑因素相对简单,后期可进一步全面深入探寻红壤旱坡花生地的合理施氮时间、方式和品种。

4 结 论

(1)施肥时发生降雨会显著提高施肥当天的 N₂O 排放通量,因此施用基肥时应尽量避开降雨天。相较于常规耕作,轻简化免耕在一定程度上增加了红壤旱坡花生地 N₂O 排放总量、降低了花生产量,但仍需长期考量该耕作方式的综合效益。

(2)DNDC 模型能较为准确地模拟红壤旱坡地的土壤温度、花生产量,以及花生季土壤 N₂O 排放通量的变化趋势及其排放峰,但对土壤含水率的模拟效果较差,且低估了轻简化免耕处理下花生季 N₂O 排放总量。因此,有必要进一步提高 DNDC 模型对不同耕作深度下土壤透气性、持水性等的模拟准确度,改进模型内部降雨量模拟的默认公式。

(3)DNDC 模型敏感性分析表明,除土壤粘粒含量、土壤有机碳含量外,其他影响因子均与 N₂O 排放总量呈正相关。土壤 pH 值对 N₂O 排放总量的影响最大,其次为施肥量、土壤粘粒含量、降雨量和土壤有机碳含量。DNDC 模型模拟结果表明,当施肥量为 76.54 ~ 104.90 kg/hm²时,花生产量增长速率最快;而当施肥量为 84.11 ~ 112.46 kg/hm²时,N₂O 排放总量增长速率最大。

参 考 文 献

[1] 朱兆良,孙波,杨林章,等. 我国农业面源污染的控制政策和措施[J]. 科技导报, 2005,23(4):47-51.
ZHU Zhaoliang, SUN Bo, YANG Linzhang, et al. Policy and countermeasures to control non-point pollution of agriculture in China[J]. Science and Technology Review, 2005,23(4):47-51. (in Chinese)

[2] 王少彬. 大气中氧化亚氮的源、汇和环境效应[J]. 环境保护, 1994,10(4):23-27.
WANG Shaobin. The source, sink and environmental effects of nitrous oxide in the atmosphere[J]. Environmental Protection, 1994,10(4):23-27. (in Chinese)

[3] WANG G, ZHANG R, GOMEZ M E, et al. Persistent sulfate formation from London fog to Chinese haze[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2016,113(48):13630-13635.

[4] IPCC. Climate change 2022:mitigation of climate change[R]. New York: Cambridge University Press, 2022.

[5] 巨晓棠,刘学军,邹国元,等. 冬小麦/夏玉米轮作体系中氮素的损失途径分析[J]. 中国农业科学,2002,35(12):1493-1499.
JU Xiaotang, LIU Xuejun, ZOU Guoyuan, et al. Evaluation of nitrogen loss way in winter wheat and summer maize rotation system[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2002,35(12):1493-1499. (in Chinese)

[6] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008,45(5):778-783.
ZHU Zhaoliang. Research on soil nitrogen in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008,45(5):778-783. (in Chinese)

[7] 张福锁,王激清,张卫峰,等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J]. 土壤学报, 2008,45(5):915-924.
ZHANG Fusuo, WANG Jiqing, ZHANG Weifeng, et al. Nutrient use efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008,45(5):915-924. (in Chinese)

[8] 黄国勤,赵其国. 红壤生态学[J]. 生态学报, 2014,34(18):5173-5181.
HUANG Guoqin, ZHAO Qiguo. Initial exploration of red soil ecology[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014,34(18):5173-5181. (in Chinese)

[9] 金慧芳,史东梅,陈正发,等. 基于聚类及 PCA 分析的红壤坡耕地耕层土壤质量评价指标[J]. 农业工程学报, 2018, 34(7):155-164.
JIN Huifang, SHI Dongmei, CHEN Zhengfa, et al. Evaluation indicators of cultivated layer soil quality for red soil slope farmland based on cluster and PCA analysis[J]. Transactions of the CSAE, 2018, 34(7): 155-164. (in Chinese)

[10] 范长华. 集约化菜地土壤活性气态氮排放强度及减缓措施研究[D]. 南京:南京农业大学, 2018.
FAN Changhua. Reactive gaseous nitrogen emissions intensity in intensive vegetable soils and mitigation strategy [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2018. (in Chinese)

[11] ZHU T, ZHANG J, CAI Z. The contribution of nitrogen transformation processes to total N₂O emissions from soils used for intensive vegetable cultivation[J]. Plant and Soil, 2011,343(1):313-327.

[12] 张亚捷,牛海山. 农田土壤氧化亚氮产生机制和相关模型研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2019,35(5):554-562.
ZHANG Yajie, NIU Haishan. Research development on generation mechanism and related models of N₂O emissions from agricultural soil[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(5):554-562. (in Chinese)

[13] 雷豪杰,李贵春,丁武汉,等. 设施菜地土壤氮素运移及淋溶损失模拟评价[J]. 中国生态农业学报, 2021,29(1): 38-52.
LEI Haojie, LI Guichun, DING Wuhan, et al. Modeling nitrogen transport and leaching process in a greenhouse vegetable field[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(1): 38-52. (in Chinese)

[14] 陈静,王迎春,李虎,等. 基于 DNDC 模型的冬小麦-夏玉米农田滴灌施肥优化措施研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2019,25(2):200-212.
CHEN Jing, WANG Yingchun, LI Hu, et al. Optimization of drip fertilization practice for winter wheat - summer maize farmland using the DNDC model[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2019,25(2):200-212. (in Chinese)

[15] ABDALLA M, WATTENBACH M, SMITH P, et al. Application of the DNDC model to predict emissions of N₂O from Irish agriculture[J]. Geoderma, 2009,151(3):327-337.

[16] 郭康军,侯玉芳,王立为,等. 基于 DNDC 模型覆膜马铃薯 N₂O 减排增产的优化施氮量研究[J]. 生态环境学报, 2018,27(9):1658-1664.
GUO Kangjun, HOU Yufang, WANG Liwei, et al. Study on the optimal nitrogen application rate with N₂O emission reducing and yield increasing under mulching in potato field based on DNDC model[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018,

27(9): 1658 – 1664. (in Chinese)

[17] ZHENG H, LIU Z, NIE X, et al. Comparison of active nitrogen loss in four pathways on a sloped peanut field with red soil in China under conventional fertilization conditions[J]. Sustainability, 2019,11(22):1 – 16.

[18] 李长生. 生物地球化学的概念与方法——DNDC 模型的发展[J]. 第四纪研究, 2001,21(2):89 – 99.
LI Changsheng. Biogeochemical concepts and methodologies; development of the DNDC model[J]. Quaternary Sciences, 2001,21(2):89 – 99. (in Chinese)

[19] 赵政鑫,王晓云,田雅洁,等. 基于 DNDC 的夏玉米农田控氮稳产氮肥和秸秆措施优化[J]. 农业机械学报, 2023, 54(2):341 – 350.
ZHAO Zhengxin, WANG Xiaoyun, TIAN Yajie, et al. Optimization of nitrogen fertilizer and straw measures to control ammonia and stabilize nitrogen yield in summer maize farmland based on DNDC model[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2023,54(2):341 – 350. (in Chinese)

[20] 张开,王立为,高西宁,等. 基于 DNDC 模型不同降水年型下氮肥管理对马铃薯田 N₂O 减排及增产潜力影响研究[J]. 生态环境学报, 2021,30(8):1672 – 1682.
ZHANG Kai, WANG Liwei, GAO Xining, et al. Effects of nitrogen management on the potential of N₂O emission reduction and yield increase in potato field under different precipitation patterns based on DNDC model[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021,30(8):1672 – 1682. (in Chinese)

[21] WANG C, ZHENG Y, SHEN P, et al. Determining N supplied sources and N use efficiency for peanut under applications of four forms of N fertilizers labeled by isotope ¹⁵N[J]. Journal of Integrative Agriculture, 2016,15(2):432 – 439.

[22] SAXTON K, RAWLS W, ROMBERGER J, et al. Estimating generalized soil-water characteristics from texture[J]. Soil Science Society of America Journal, 1986,50(4):1031 – 1036.

[23] SCHIMEL J, BALSER T C, WALLENSTEIN M. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function[J]. Ecology, 2007,88(6):1386 – 1394.

[24] 王碧胜,蔡典雄,武雪萍,等. 长期保护性耕作对土壤有机碳和玉米产量及水分利用的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2015,21(6):1455 – 1464.
WANG Bisheng, CAI Dianxiong, WU Xueping, et al. Effects of long-term conservation tillage on soil organic carbon, maize yield and water utilization[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2015,21(6):1455 – 1464. (in Chinese)

[25] 徐阳春,沈其荣,冉炜. 长期免耕与施用有机肥对土壤微生物生物量碳、氮、磷的影响[J]. 土壤学报, 2002,39(1):83 – 90.
XU Yangchun, SHEN Qirong, RAN Wei. Effects of zero-tillage and application of manure on soil microbial biomass C, N, and P after sixteen years of cropping[J]. Acta Pedologica Sinica, 2002,39(1):83 – 90. (in Chinese)

[26] 方荣杰,朱晓锋,徐勤学,等. 岩溶区免耕和翻耕措施对裸坡耕地产流产沙过程的影响[J]. 水土保持学报, 2017, 31(1):68 – 73.
FANG Rongjie, ZHU Xiaofeng, XU Qinxue, et al. Research on the influence of no-till and ploughing measures on the process of the runoff and sediment of slope farmland in Karst region[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2017,31(1):68 – 73. (in Chinese)

[27] 李长生. 生物地球化学:科学基础与模型方法[M]. 北京:清华大学出版社, 2016.

[28] 张婧. 设施蔬菜地土壤 N₂O 排放与硝态氮淋溶的模拟研究[D]. 北京:中国农业科学院, 2019.
ZHANG Jing. Modeling nitrous oxide emissions and nitrate leaching from greenhouse vegetable system by using a biogeochemical model[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2019. (in Chinese)

[29] JIANG R, YANG J, DRURY C F, et al. Assessing the impacts of diversified crop rotation systems on yields and nitrous oxide emissions in Canada using the DNDC model[J]. Science of the Total Environment, 2020,759:143433.

[30] 王立为,郭康军,李鸣钰,等. 基于 DNDC 模型多因子对马铃薯田 N₂O 排放和产量的影响研究[J]. 生态环境学报, 2019,28(6):1141 – 1151.
WANG Liwei, GUO Kangjun, LI Mingyu, et al. Research on the effect of multifactor of DNDC model on N₂O emission and yield of potato field[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019,28(6):1141 – 1151. (in Chinese)

[31] ZHANG Y, NIU H. The development of the DNDC plant growth sub-model and the application of DNDC in agriculture: a review[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2016,230:271 – 282.

[32] 夏文建,王淳,张丽芳,等. 基于 DNDC 模型的双季稻体系氮挥发损失研究[J]. 长江流域资源与环境, 2020,29(9): 2035 – 2046.
XIA Wenjian, WANG Chun, ZHANG Lifang, et al. Suitability of DNDC model to simulate ammonia volatilization for double rice cropping system[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2020,29(9):2035 – 2046. (in Chinese)

[33] 侯会静,SHALAMU Abudu,陈慧,等. 水稻控制灌溉下华东稻麦轮作农田 N₂O 排放模拟[J]. 农业机械学报, 2016, 47(12):185 – 191.
HOU Huijing, SHALAMU Abudu, CHEN Hui, et al. Simulation of N₂O emission from rice-wheat rotation field under controlled irrigation of rice in Southeast China[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2016, 47(12):185 – 191. (in Chinese)

[34] 夏文建,周卫,梁国庆,等. 稻麦轮作农田氮素循环的 DNDC 模型分析[J]. 植物营养与肥料学报, 2012,18(1):77 – 88.
XIA Wenjian, ZHOU Wei, LIANG Guoqing, et al. Evaluating the validity and sensitivity of the DNDC model to estimate nitrogen cycling in rice-wheat rotation system[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2012,18(1):77 – 88. (in Chinese)

[35] 谢军飞, 李玉娥. DNDC 模型对北京旱地农田 N₂O 排放的模拟对比分析[J]. 农业环境科学学报, 2004,23(4):691–695.
XIE Junfei, LI Yu'e. Comparative analysis on measured and DNDC (DeNitrification-DeComposition) modeled N₂O emissions from upland farm in Beijing[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2004,23(4):691–695. (in Chinese)

[36] MARY E F, JULIE L Z, SOTIRIA K. Prediction of N₂O emissions under different field management practices and climate conditions[J]. Science of the Total Environment, 2019,646:872–879.

[37] ZHAO Z, CAO L, DENG J, et al. Modeling CH₄ and N₂O emission patterns and mitigation potential from paddy fields in Shanghai, China with the DNDC model[J]. Agricultural Systems, 2020,178:102743.

[38] 李文娟,蔡延江,朱同彬,等. 土壤团聚体氧化亚氮排放及其微生物学机制研究进展[J]. 土壤学报,2021,58(5):1132–1144.
LI Wenjuan, CAI Yanjiang, ZHU Tongbin, et al. Release of nitrous oxide from soil aggregates and its microbial mechanism [J]. Acta Pedologica Sinica, 2021,58(5):1132–1144. (in Chinese)

[39] 高小叶,袁世力,吕爱敏,等. DNDC 模型评估苜蓿绿肥对水稻产量和温室气体排放的影响[J]. 草业学报,2016, 25(12):14–26.
GAO Xiaoye, YUAN Shili, LÜ Aimin, et al. Effects of alfalfa green manure on rice production and greenhouse gas emissions based on DNDC model simulation[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2016,25(12):14–26. (in Chinese)

[40] 陈桢,包云轩,吕青,等. 基于 DNDC 模型的不同秸秆还田填埋深度下农田 N₂O 气体排放模拟[J]. 安徽农业科学, 2018,46(14):64–67,74.
CHEN Can, BAO Yunxuan, LÜ Qing, et al. Simulation of nitrous oxide emission under different straw retention depths based on denitrification-decomposition model[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2018,46(14):64–67,74. (in Chinese)

[41] 郑文琦,谭文峰,刘昭,等. 氮肥减施对红壤旱坡花生地氮素径流和渗漏损失及表观平衡的影响[J]. 土壤学报, 2022,59(6):1540–1550.
ZHENG Wenqi, TAN Wenfeng, LIU Zhao, et al. Effect of reduced nitrogen fertilization on nitrogen runoff loss and apparent balance on red-soil dry slope peanut land[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022,59(6):1540–1550. (in Chinese)

[42] 巨晓棠. 理论施氮量的改进及验证——兼论确定作物氮肥推荐量的方法[J]. 土壤学报, 2015,52(2):249–261.
JU Xiaotang. Improvement and validation of theoretical N rate(TNR)—discussing the methods for N fertilizer recommendation [J]. Acta Pedologica Sinica, 2015,52(2):249–261. (in Chinese)

[43] 巨晓棠,张翀. 论合理施氮的原则和指标[J]. 土壤学报, 2021,58(1):1–13.
JU Xiaotang,ZHANG Chong. The principles and indicators of rational N fertilization[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58(1):1–13. (in Chinese)

(上接第 279 页)

[31] 温季,宰松梅,郭树龙,等. 利用 DRAINMOD 模型模拟不同排水管间距下的作物产量[J]. 农业工程学报, 2008, 24(8):20–24.
WEN Ji, ZAI Songmei, GUO Shulong, et al. Simulation of crop yield for different spacing of drainage ditches by using DRAINMOD model[J]. Transactions of the CSAE, 2008,24(8):20–24. (in Chinese)

[32] 曾文治,黄介生,谢华,等. 不同暗管布置下棉田排水的硝态氮流失量分析[J]. 农业工程学报, 2012,28(4):89–93.
ZENG Wenzhi, HUANG Jiesheng, XIE Hua, et al. Analysis of nitrate-nitrogen loss under different underground pipe layout [J]. Transactions of the CSAE, 2012,28(4):89–93. (in Chinese)

[33] 洪林,罗文兵. 基于 DRAINMOD 的农田地表径流氮素流失动态模拟[J]. 水科学进展, 2011,22(5):703–709.
HONG Lin, LUO Wenbing. Dynamic simulation of nitrogen losses in surface runoff from farmlands using the DRAINMOD model[J]. Advances in Water Science, 2011,22(5):703–709. (in Chinese)

[34] 窦旭,史海滨,李瑞平,等. 农田排水改良盐渍化土壤效果与环境污染研究[J]. 农业机械学报,2022,53(4):372–385.
DOU Xu, SHI Haibin, LI Ruiping, et al. Effect of farmland drainage on improving saline soil and environmental pollution[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2022,53(4):372–385. (in Chinese)

[35] 陈瑾,罗纨,贾忠华,等. 江苏沿海垦区土壤脱盐过程受排水条件影响的模拟研究[J]. 中国农村水利水电, 2021(7): 185–191.
CHEN Jin, LUO Wan, JIA Zhonghua, et al. Simulating the rainfall leaching effect on coastal saline soil facilitated with subsurface drainage systems[J]. China Rural Water and Hydropower, 2021(7):185–191. (in Chinese)

[36] 李山,罗纨,贾忠华,等. 基于 DRAINMOD 模型估算灌区浅层地下水利用量及盐分累积[J]. 农业工程学报, 2015, 31(22):89–97.
LI Shan, LUO Wan, JIA Zhonghua, et al. Shallow groundwater use and salinity buildup based on DRAINMOD predicted field hydrology in irrigated areas[J]. Transactions of the CSAE, 2015,31(22):89–97. (in Chinese)

[37] 冯绍元,郑耀星. 农田氮素的转化与损失及其对水环境的影响[J]. 农业环境科学学报, 1999, 15(6):277–279.
FENG Shaoyuan,ZHENG Yaoquan. Transformation and loss of nitrogen in farmland and its impact on water environment[J]. Journal of Agro-Environment Science, 1999, 15(6):277–279. (in Chinese)