

应用DNDC模型分析管理措施对稻麦轮作系统 CH₄和N₂O综合温室效应的影响*

张啸林¹ 潘晓健¹ 熊正琴^{1**} 王金阳¹ 杨波¹ 刘英烈¹ 刘平丽^{1,2}

(¹南京农业大学资源与环境科学学院江苏省低碳农业与温室气体减排重点实验室,南京 210095; ²鹤壁市农业科学院,河南鹤壁 456600)

摘 要 以南京地区稻麦轮作体系为对象,研究了不同农业管理措施对 CH₄和 N₂O排放通量及年度动态变化的影响,用田间观测数据验证生物地球化学循环模型(DNDC)在该耕作制度下的适用性;利用 DNDC 模型模拟不同环境因子和管理措施对 CH₄和 N₂O综合温室效应(GWP)的影响.结果表明:除了对照和麦季对 CH₄排放的模拟偏差较大外,DNDC 对其余各处理模拟的 CH₄和 N₂O累积排放量与田间观测结果基本吻合,相对偏差变幅 7.1%~26.3%,可以直接应用 DNDC 模型模拟环境因子和主要管理措施对 CH₄和 N₂O累积排放量引起 GWP 的影响.模型灵敏度检验结果表明,年均温度、土壤容重、土壤有机碳、土壤质地、土壤 pH 等环境因子对 GWP 的影响显著;施用氮肥、秸秆还田量和烤田期长短等管理因子对 GWP 的影响明显.在估算我国稻麦轮作制度下温室气体的点或区域排放规律时,应考虑上述这些影响因子.

关键词 稻麦轮作 DNDC 模型 甲烷 氧化亚氮 综合温室效应

文章编号 1001-9332(2013)03-0690-07 **中图分类号** P461;X511 **文献标识码** A

Effects of farming managements on the global warming potentials of CH₄ and N₂O from a rice-wheat rotation system based on the analysis of DNDC modeling. ZHANG Xiao-lin¹, PAN Xiao-jian¹, XIONG Zheng-qin¹, WANG Jin-yang¹, YANG Bo¹, LIU Ying-lie¹, LIU Ping-li^{1,2} (¹Jiangsu Province Key Laboratory of Low Carbon Agriculture and GHGs Mitigation, College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; ²Hebi Academy of Agricultural Sciences, Hebi 456600, Henan, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2013, 24(3): 690–696.

Abstract: Taking a rice-wheat rotation system in the suburb of Nanjing, Jiangsu Province of East China as test object, this paper studied the fluxes of CH₄ and N₂O and their annual dynamics under different farming managements in 2010–2011, and the field observation data were applied to validate the process-based model, denitrification-decomposition (DNDC) model, aimed to approach the applicability of the model to this rotation system, and to use this model to simulate the effects of different environmental factors and farming managements on the global warming potentials (GWPs) of CH₄ and N₂O. The results showed that except in the treatment control and during wheat growth season, the simulated cumulative emissions of CH₄ and N₂O from the rotation system in all treatments were basically in coincide with the observed data, the relative deviations being from 7.1% to 26.3%, and thus, the DNDC model could be applied to simulate the GWPs of cumulative emissions of CH₄ and N₂O as affected by various environmental factors or management practices. The sensitivity test showed that the GWPs of CH₄ and N₂O varied significantly with the changes of environmental factors such as the mean annual air temperature, soil bulk density, soil organic carbon, soil texture, and soil pH. Farming managements such as N fertilization, straw returning, and duration of mid-season drainage also had significant effects on the GWPs of CH₄ and N₂O. Therefore,

* 公益性行业农业科研专项(200903003)、教育部新世纪人才支持计划项目(NCET-10-0475)、国家自然科学基金项目(40971139,41171238)、博士点基金项目(20110097110001)和中央高校基本科研业务费专项(KYZ201110)资助.

** 通讯作者. E-mail: zqxiong@njau.edu.cn

2012-06-25 收稿,2013-01-05 接受.

the above-mentioned environmental factors and farming managements should be taken into account to estimate the greenhouse gases emission from the rice-wheat cropping system on site-specific or regional scale.

Key words: rice-wheat rotation; denitrification-decomposition (DNDC) model; CH_4 ; N_2O ; global warming potential (GWP).

大气中温室气体浓度不断增加是引起全球气候变暖的重要原因。 CH_4 和 N_2O 是仅次于 CO_2 的重要温室气体^[1],以每年 3% 和 0.22% 的速率增长^[2],对温室气体的贡献分别约为 15% 和 6%^[3]. 农业活动排放的 CH_4 占全球 CH_4 排放的 50%^[4],而农业土壤排放的 N_2O 占全球 N_2O 排放的 46% ~ 52%^[5]. 这些数据表明,农业生产具有很大的温室气体减排潜力. 其中,稻田是 CH_4 和 N_2O 的重要排放源之一^[6-7]. 稻田 CH_4 排放量占全球 CH_4 总排放量的 20% 左右^[8],而稻田 N_2O 的排放量占中国农田总排放量的 25% ~ 35%^[7]. 中国是重要的水稻种植国家,其种植面积占世界的 20%,占中国耕地面积的 23%^[9],主要实行水-旱轮作的耕作制度^[10]. 通常,旱作季节 N_2O 排放高于水稻生长季节^[11]. 目前,对稻田 CH_4 或 N_2O 排放驱动因子的研究已有很多^[12-13],但对两种温室气体排放的影响通常具有相互消长的关系. 例如,中期排水烤田可显著减少 CH_4 排放,同时会引起 N_2O 排放明显增加^[13]. 秸秆还田可明显增加 CH_4 排放,且不同的还田量和还田时间对 CH_4 排放的影响不同,同时也会影响稻田 N_2O 排放^[14]. 种植制度本身也是影响 CH_4 和 N_2O 排放的重要因素^[15]. 由于 CH_4 和 N_2O 排放时间和空间的高度变异性以及气候与土壤之间的复杂关系,田间观测很难准确地反映不同管理措施对 CH_4 和 N_2O 排放的长期影响^[16]. 因此,有必要基于过程模型综合评估农业温室气体的排放规律及其减排潜力^[17].

DNDC (denitrification-decomposition) 模型由美国 New Hampshire 大学创建,是对土壤碳 (C)、氮 (N) 循环过程进行全面描述的机理模型,可以用来模拟 C、N 等元素在土壤-植被-大气之间的迁移转化过程、碳固定及温室气体 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 的排放与估算. 大量研究证实, DNDC 模型能广泛模拟农田土壤温室气体的排放^[18-19],是目前国际上较为成功的生物地球化学模型之一,已经在许多国家不同土壤、不同作物体系和不同生态系统中得到验证与广泛的应用.

目前已经积累了很多关于稻麦轮作生态系统下温室气体排放的田间观测资料^[20-21],有必要将

DNDC 过程模型和主要的田间管理措施结合起来,预测不同农业管理措施对温室气体排放的影响. 因此,本研究监测了不同农业管理措施下水稻-小麦轮作体系稻田 CH_4 和 N_2O 的排放规律,并运用田间 CH_4 和 N_2O 的观测数据来验证 DNDC 模型的适用性,然后用模型模拟不同的环境因子和农业管理措施对稻麦轮作系统下 CH_4 和 N_2O 综合温室效应的影响,为制定稻田温室气体减排措施提供科学依据.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

田间试验在江苏省南京市秣陵镇 (31°58' N, 118°48' E) 进行. 该地区属于典型的长江中下游亚热带季风气候,年均气温 15.7 °C,年平均降水量 1050.2 mm,全年无霜期 223 d 左右. 当地主要耕作制度为单季稻-小麦轮作. 试验地土壤 pH 5.7,容重 1.28 g · cm⁻³,有机质 25.3 g · kg⁻¹,总氮 1.32 g · kg⁻¹,质地为粉壤土. 小麦于 2010 年 11 月 5 日播种,2011 年 6 月 1 日收获;单季稻于 2011 年 6 月 22 日移栽,2011 年 10 月 30 日收获.

1.2 试验设计

试验设 3 个处理:1) 对照 (CK): 不施氮肥,不施秸秆;2) 氮肥处理 (N): 每季作物各施氮肥 250 kg · hm⁻²,不施秸秆;3) 氮肥+秸秆处理 (NS): 每季作物各施氮肥 250 kg · hm⁻²,在水稻移栽前添加 3 t · hm⁻² 风干水稻秸秆还田 (C/N 为 52). 每处理 3 次重复. 施氮处理中尿素以基肥: 分蘖肥: 穗肥 = 4:3:3 的比例施用. 所有处理都在移栽时一次性施入钙镁磷肥和氯化钾作为基肥,磷肥 (以 P_2O_5 计) 施用量 60 kg · hm⁻²,钾肥 (以 K_2O 计) 施用量 120 kg · hm⁻². 灌溉、翻耕等按当地的管理措施进行. 小区面积为 5 m × 4 m,小区之间用混凝土田埂相隔,有单独的排灌系统.

1.3 气体采集和分析

上述试验处理于 2008 年开始,采用静态密闭暗箱-气相色谱法^[22]测定稻麦轮作生态系统下 CH_4 和 N_2O 的排放通量. 本研究所涉及的气体排放通量观测时间为 2010 年 11 月 5 日—2011 年 10 月 30 日.

采样箱子的大小为 43 cm×43 cm×50 cm 或 43 cm×43 cm×110 cm,随作物生长高度来选用不同高度的采样箱. 采样频率为 1 周 1 次,施肥、灌溉、中期烤田后加密采样,2 d 1 次,持续 7~9 d. 采样时间为 9:00—11:00,在盖上箱子 0、10、20 和 30 min 后,用 20 mL 注射性针筒采集气体样品,共 4 个样品. 采回的气体样品在 1~2 d 内用气相色谱仪 (Agilent 7890A) 同时测定样品中 CH₄ 和 N₂O 含量. 根据 4 个样品的 CH₄ 和 N₂O 浓度值与采样时间的直线回归方程的斜率求得相应的排放通量^[23]. 采用 FID 检测器测定 CH₄,ECD 检测器测定 N₂O;检测器温度为 300 ℃,分别用氮气和氩甲烷作载气. 采样时记录采样箱内温度、5 cm 处土壤温度和大气温度,日降雨量等数据从南京市江宁区气象局获得.

1.4 DNDC 模型的验证、灵敏度检验及应用

用本研究实际测定的参数输入 DNDC 模型进行模型验证. 即把田间观测到的气温、降雨量、施肥量、施肥日期等数据输入 DNDC 模型中,然后将模型的模拟结果与田间观测结果进行比较. 灵敏度检验是在保持其他影响因子不变的情况下,在一定范围内变动其中一个影响因子的数值输入 DNDC 模型,模拟温室气体排放通量的变化规律. 在灵敏度检验中采用的基准情景为当地的气候条件和稻麦轮作管理措施 (表 1),设置了不同气候条件、土壤环境状况和管理措施等影响因子,模拟温室气体 CH₄ 和

N₂O 的排放,从而确定不同因子对 CH₄ 和 N₂O 综合温室效应 (GWP) 的影响.

1.5 数据处理

根据 IPCC 评估报告及温室气体单分子全球增温潜势,将 CH₄ 和 N₂O 排放量转化为以 CO₂ 为当量的综合温室效应 (GWP, kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹)^[1].

$$GWP=CH_4\times 25+N_2O\times 298$$

模拟值和观测值的相对偏差 (y) 公式^[24]:

$$y=(x_s-x_0)/x_0\times 100$$

式中: x₀ 为观测到的排放量; x_s 为模拟的排放量.

2 结果与分析

2.1 DNDC 模拟 CH₄ 排放与田间观测结果比较

将不同处理的 CH₄ 排放年度动态变化 (图 1) 和累积排放量 (表 2) 用 DNDC 模型进行验证. 结果表明, CH₄ 排放主要发生在水稻季节,而在小麦季节接近零排放. 除对照外, DNDC 模型较好地模拟了 CH₄ 排放峰值的动态变化,与田间观测结果一致. 在水稻移栽至烤田之前,模型模拟和田间观测都有一个明显的 CH₄ 排放峰, DNDC 模拟数值几乎都在田间观测值的误差范围内. 在 N 和 NS 处理中 DNDC 模拟的 CH₄ 季节累积排放量分别为 62.5 和 127.7 kg · hm⁻²,田间观测结果分别为 (57.4±23.6) 和 (166.4±13.7) kg · hm⁻²,模拟值与观测值的相对偏差分别为 9.0% 和 -23.2%. 但是对照的 DNDC 模型模拟的水稻季节 CH₄ 累积排放量为 6.3 kg · hm⁻²,田间观测结果为 (103.6±27.4) kg · hm⁻²,后者比前者高 15 倍. 由于在小麦生长季节观测到一定量的 CH₄ 排放,模型模拟的 CH₄ 季节累积排放量明显低于田间观测值.

2.2 DNDC 模拟 N₂O 排放与田间观测结果比较

将不同处理的 N₂O 排放动态变化 (图 1) 和季节累积排放量 (表 2) 用 DNDC 模型进行验证. 结果表明, DNDC 模型较好地模拟了田间 N₂O 排放的动态变化和范围. N 和 NS 处理下, DNDC 模拟的小麦季节 N₂O 累积排放量分别为 1.7 和 2.2 kg · hm⁻²,模拟值与观测值的相对偏差分别为 26.3% 和 22.8% (表 2). 在 N 处理下, DNDC 模型对小麦生长初期 N₂O 排放峰值的模拟偏低,但对 N 和 NS 处理麦季第 2 次追肥后排放峰值的模拟偏高. 在水稻生长季节, DNDC 模拟的 N 和 NS 处理的 N₂O 累积排放量分别为 0.29 和 0.30 kg · hm⁻²,与观测值的相对偏差分别为 20.8% 和 7.1%. 在中期烤田期间,

表 1 驱动因子参数值变化的敏感性测试
Table 1 Input values of parameters used for DNDC simulation and sensitivity tests

参数 Parameter	基准 Baseline	检验范围 Range tested
年均温度 Annual mean temperature (℃)	15.7	±1~4
降雨 Precipitation (mm)	1050.2	±5%~20%
土壤容重 Soil bulk density (g · cm ⁻³)	1.25	0.5, 1, 1.5, 2
SOC 含量 SOC content (%)	1.25	0.5, 1, 0, 2, 0, 2, 5
土壤 pH Soil pH	5.7	3.7, 4.7, 6.7, 7.7, 8.7, 9.7
土壤质地 Soil texture	粉砂壤	砂土、砂壤土、砂质粘土、粉砂粘土、砂粘土、粘土
每季 N 肥施用量 N fertilization per crop season (kg N · hm ⁻² · a ⁻¹)	250	0, 100, 200, 300, 400
秸秆还田量 Straw amount (t · hm ⁻²)	0	2, 4, 6
中期烤田持续时间 Duration of the mid-season drainage (d)	8	5, 11, 14, 17

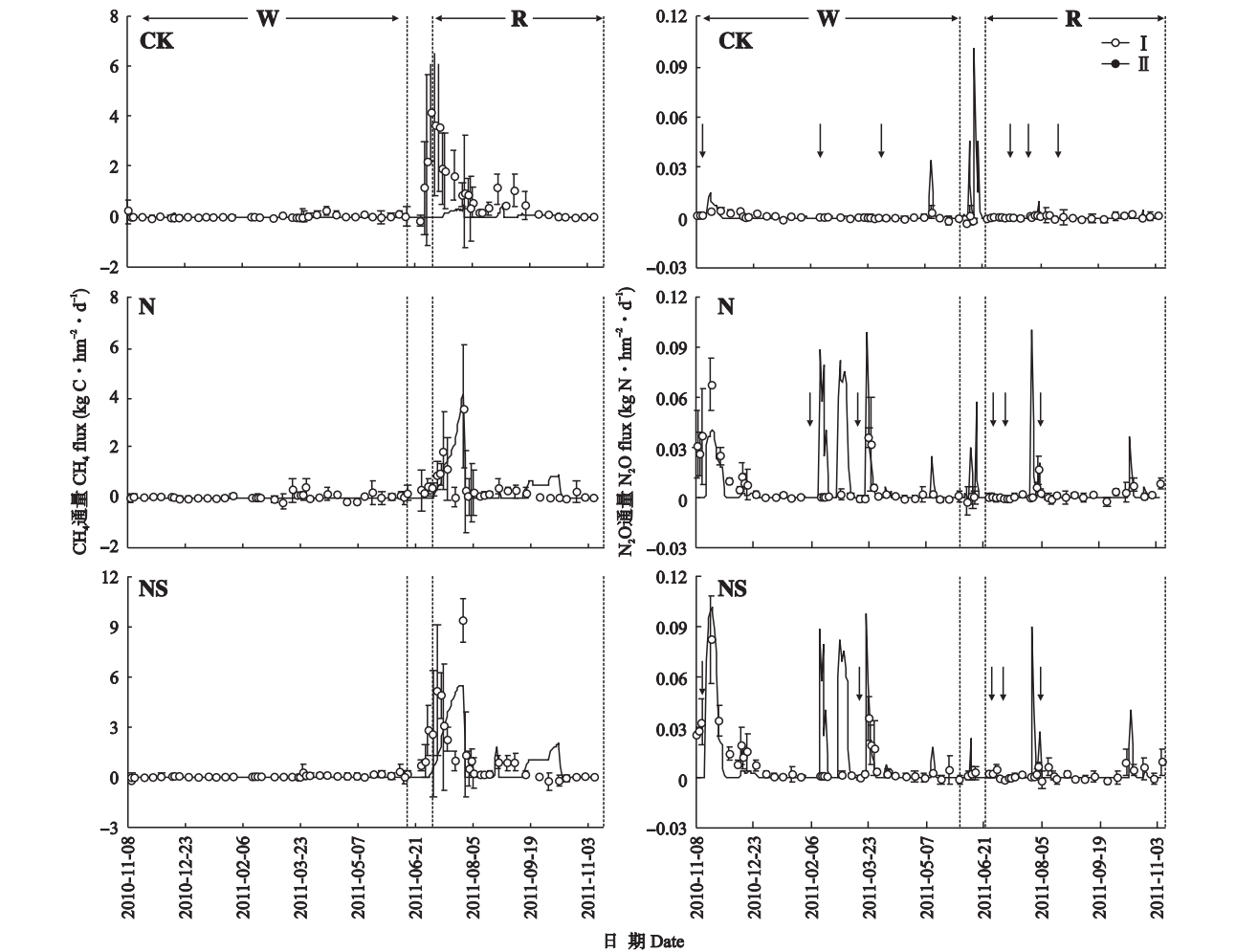


图 1 田间观测和 DNDC 模拟稻麦轮作制度下 CH₄和 N₂O 排放的季节动态变化

Fig.1 Seasonal dynamics of observed and DNDC-simulated values of CH₄ and N₂O emissions from the wheat-rice rotation system. W:小麦 Wheat; R:水稻 Rice. 下同 The same below. I :观测值 Measured; II :模拟值 Simulated. 垂直箭头表示施肥,横向箭头表示中期烤田 The vertical arrows represented fertilizer application and horizontal arrows represented midseason drainage.

表 2 稻麦轮作系统下观测和模拟的 CH₄和 N₂O 季节累积排放量

Table 2 Measured and simulated CH₄ and N₂O cumulative emissions from the wheat-rice rotation system (mean±SD)

处理 Treatment	CH ₄ (kg C · hm ⁻²)						N ₂ O (kg N · hm ⁻²)					
	田间观测 Observed		模拟 Simulated		相对偏差 Relative deviation (%)		田间观测 Observed		模拟 Simulated		相对偏差 Relative deviation (%)	
	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice
	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice	小麦 Wheat	水稻 Rice
CK	7.2±3.8	103.6±27.4	-0.3	6.3	-	-	0.15±0.05	0.01±0.09	0.2	0.04	-	-
N	5.7±5.1	57.4±23.6	-0.3	62.5	-	9.0	1.37±0.43	0.24±0.17	1.7	0.29	26.3	20.8
NS	10.6±4.7	166.4±13.7	-0.3	127.8	-	-23.2	1.80±0.26	0.28±0.20	2.2	0.30	22.8	7.1

DNDC 模型模拟到明显的 N₂O 排放峰,而实际观测没有明显的排放峰.

2.3 模型的灵敏度检验

对表 1 中的环境因子及管理措施的不同变化情景进行灵敏度检测(图 2). 结果表明:1)增加和减少年平均降水量在一定程度上影响了 GWP 的变化,

对 CH₄ 没有明显影响,主要影响 N₂O 排放,当年平均降水量增加 10% 时,GWP 最大. 这可能是因为在该水分条件下,麦季土壤硝化作用和反硝化作用强烈,因此,N₂O 排放量最多^[25];当年平均降水量增加 20% 时,土壤含水量增加导致氧气含量过低,从而促进 N₂O 向 N₂ 转化,因此,N₂O 排放量减少. 2) 随年

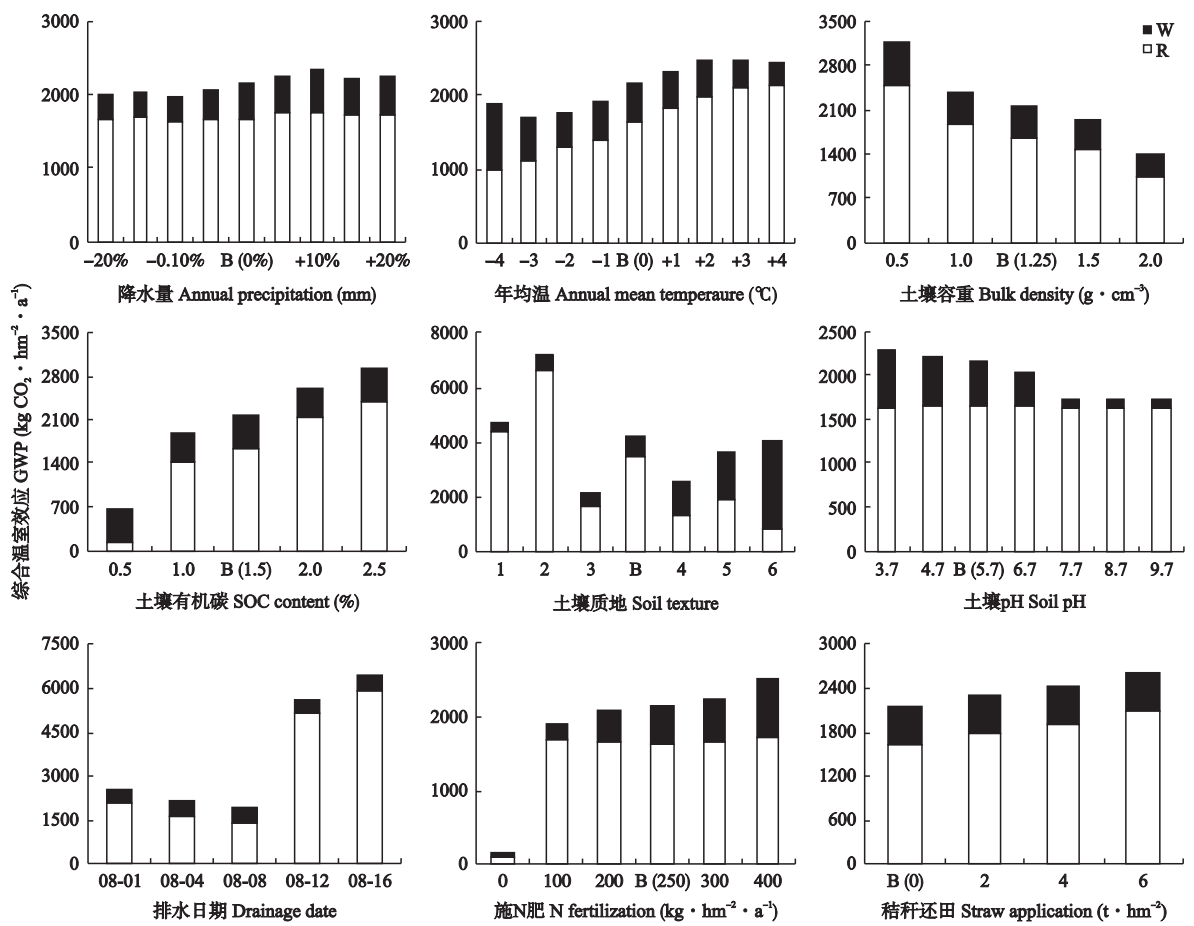


图2 稻麦轮作制度下不同环境因子和管理措施对CH₄和N₂O综合温室效应的灵敏度检验

Fig.2 Sensitive tests of GWP of CH₄ and N₂O emissions from the wheat-rice rotation system to environmental factors and alternative management practices.

B: 基准(粉砂壤) Baseline (silt loam); 1) 砂土 Sand; 2) 砂壤土 Sandy loam; 3) 砂质粘土 Sandy clay loam; 4) 粉砂粘土 Silty clay loam; 5) 砂粘土 Sandy clay; 6) 粘土 Clay.

平均温度的变化,GWP相应增加或减少,水稻季节CH₄排放随温度的增加而增加,而小麦季节N₂O排放则随温度的降低而增加.3)土壤pH与GWP呈负相关关系.土壤pH增加,N₂O排放减少.当pH由3.7增加到6.7,小麦季节GWP由671 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹减少到374 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹;当pH为7.7~9.7时,GWP为102~105 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹,碱性环境明显抑制了N₂O排放.pH变化对CH₄排放影响不明显.4)土壤SOC含量显著影响GWP,两者呈明显正相关关系.GWP主要来自于水稻季节的CH₄排放.当土壤SOC从0.5%增加到2.5%时,全年GWP从692 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹增加到2922 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹.5)土壤容重与温室气体排放呈明显的负相关关系.土壤容重从0.5 g · cm⁻³增加到2.0 g · cm⁻³时,GWP由3170 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹减少到1393 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹.6)不同质地土壤对温室气体排放的影响显著,粉砂壤土GWP最小(2175 kg CO₂ ·

hm⁻² · a⁻¹),砂壤土GWP最大(7292 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹),是粉砂壤土的3.4倍.随着土壤粘粒的增加,旱作季节GWP呈逐渐增加趋势.

对农业管理措施的灵敏度检测结果表明,施肥和秸秆还田明显影响GWP;1)施肥处理GWP显著高于不施肥处理.每季作物施氮量从0 kg · hm⁻² · a⁻¹增加到100 kg · hm⁻² · a⁻¹时,GWP由155 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹上升到1913 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻¹;施氮量由100 kg · hm⁻² · a⁻¹增加到400 kg · hm⁻² · a⁻¹时,N₂O排放明显增加,CH₄排放没有明显变化;2)秸秆还田后GWP增加;3)中期烤田时间由5~11 d增加到14~17 d(烤田11 d左右时天气从阴雨变为晴朗),GWP明显增加,因此,GWP受中期烤田期间天气状况及持续时间的影响很大.

3 讨 论

本文利用中国典型的稻麦轮作体系田间周年温

室气体排放数据来验证 DNDC 模型. 虽然 DNDC 不能较好地再现温室气体排放的动态变化规律, 但其估算的季节累积排放量与田间观测结果基本吻合 (表 2). 这与前人的研究结果一致^[24]. 但是 DNDC 对本研究中 CK 处理水稻季 CH_4 及所有处理麦季 CH_4 排放量的模拟存在较大误差. 这可能是由于混凝土田埂小区管理引起耕作及排灌受到一定的影响, 导致对照及麦季田间实际土壤水分和有机质条件与其他处理设置存在较大差异.

本研究中 DNDC 模型能捕捉稻麦轮作制度下田间观测的所有 N_2O 排放峰, 模型对施肥、降雨和中期烤田的响应更明显, 除对照外, 模拟的季节累积排放量与田间观测值基本吻合 (表 2). 但是, 在小麦季节第一次追肥后没有观测到 N_2O 排放峰, 这可能是因为降水缺乏使土壤水分条件限制了 N_2O 的排放^[25]. 水稻生长季节中期烤田期间也没有观测到明显的 N_2O 排放峰, 可能与当时的降雨天气导致烤田不充分有关. Cai 等^[24] 也发现中国稻田 N_2O 的排放动态与观测结果存在类似的差异. 本研究主要针对现有的主要管理措施, 旱作季节 CH_4 排放量本身就很低, 因此可以直接应用 DNDC 模型模拟环境因子和主要管理措施对 CH_4 和 N_2O 综合温室效应 (GWP) 的影响.

DNDC 模型敏感性分析表明, 在环境因子中, GWP 随 SOC 的增加而增加. 高的 SOC 使土壤中有更多的可溶性有机碳 (DOC) 和无机氮, 从而增加了产甲烷菌的底物和数量^[26], 土壤硝化作用和反硝化作用增强, 因此 N_2O 等温室气体排放增加. 随着温度升高, 土壤中有机质的分解和发酵加快^[27], 导致水稻季节 CH_4 排放增多. 土壤 pH、容重与 GWP 呈负相关关系. 碱性环境明显抑制了 N_2O 排放^[27], 而 pH 变化对 CH_4 排放影响不明显. 随着土壤粘粒的增加, 水稻田 CH_4 排放逐渐减少. 这与 Zhang 等^[28] 在三江平原持续淹水管理的单季稻体系研究结果相反.

在管理措施中, 氮肥施用和秸秆还田都可明显增加 GWP. 随着施氮量的增加, CH_4 排放没有明显变化, 小麦季节 N_2O 排放逐渐增加, 因此 GWP 显著增加. 施用秸秆提高了土壤有机质含量, 促进了水稻季节 CH_4 的排放, 因此 GWP 也显著增加. 本研究中期烤田 5~11 d 没有明显的 N_2O 排放, 与当时的阴雨天气有关. 这与前人研究结果一致^[29], N_2O 排放的强烈程度取决于中期烤田期间的天气状况. 因此, GWP 受中期烤田期间的天气状况和持续时间的影

响很大. 不同地区的气候条件、土壤环境不同, 因此应用 DNDC 模型需要对部分参数进行修正^[30].

参考文献

- [1] IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007: 539–542
- [2] Ghosh S, Majumdar D, Jain MC. Methane and nitrous oxide emissions from an irrigated rice of North India. *Chemosphere*, 2003, **51**: 181–195
- [3] Lashof D, Ahuja D. Relative contributions of greenhouse gas emissions to the global warming. *Nature*, 1990, **344**: 529–531
- [4] Scheehle EA, Kruger D. Global anthropogenic methane and nitrous oxide emissions. *The Energy Journal*, 2006, **3**: 33–44
- [5] Mosier AR, Kroeze C, Nevison C, et al. Closing the global N_2O budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, **52**: 225–248
- [6] Cai ZC, Xing GX, Yan XY, et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. *Plant and Soil*, 1997, **196**: 7–14
- [7] Zheng XH, Han SH, Huang Y, et al. Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N_2O emission from Chinese croplands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, **18**: Doi: 10.1029/2003GB002167
- [8] Cai ZC, Kang GD, Tsuruta H, et al. Estimate of CH_4 emission from year-round flooded rice fields during rice growing season in China. *Pedosphere*, 2005, **15**: 66–71
- [9] Frolking S, Qiu JJ, Boles S, et al. Combining remote sensing and ground census data to develop new maps of the distribution of rice agriculture in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, **16**: Doi: 10.1029/2001GB001425
- [10] Xing GX, Zhao X, Xiong ZQ, et al. Nitrous oxide emission from paddy fields in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, **29**: 45–50
- [11] Xing GX. N_2O emission from cropland in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, **52**: 249–254
- [12] Wang JY, Zhang XL, Xiong ZQ, et al. Methane emissions from a rice agroecosystem in South China: Effects of water regime, straw incorporation and nitrogen fertilizer. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, **93**: 103–112
- [13] Cai ZC, Tsuruta H, Gao M, et al. Options for mitigating methane emission from a permanently flooded rice field. *Global Change Biology*, 2003, **9**: 37–45
- [14] Xiong ZQ, Xing GX, Tsuruta H, et al. Measurement of nitrous oxide emission from two rice-based cropping systems in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, **64**: 125–133
- [15] Xiong Z-Q (熊正琴), Xing G-X (邢光熹), Shi S-L

- (施书莲), *et al.* Effects of cropping systems on nitrous oxide emissions from paddy soils during the rice-growing season. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2003, **14**(10): 1761–1764 (in Chinese)
- [16] Shang QY, Yang XX, Gao CM, *et al.* Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: A 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments. *Global Change Biology*, 2011, **17**: 2196–2210
- [17] Robertson GP. Abatement of nitrous oxide, methane, and the other non-CO₂ greenhouse gases: The need for a systems approach// Field CB, Raupach MR, eds. *The Global Carbon Cycle*. Washington, DC: Island Press, 2004: 493–506
- [18] Frolking S, Li CS, Braswell R, *et al.* Short- and long-term greenhouse gas and radiative forcing impacts of changing water management in Asian rice paddies. *Global Change Biology*, 2004, **10**: 1180–1196
- [19] Li CS. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, **58**: 259–276
- [20] Zou JW, Zong LG, Zheng XH, *et al.* Carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions from a rice-wheat rotation as affected by crop residue incorporation and temperature. *Advances in Atmosphere Science*, 2004, **5**: 691–698
- [21] Wassmann R, Neue HU, Ladha JK, *et al.* Mitigation greenhouse gas emissions from rice-wheat cropping systems in Asia. *Environment, Development and Sustainability*, 2004, **6**: 65–90
- [22] Wang JY, Pan XJ, Liu YL, *et al.* Effect of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production. *Plant and Soil*, 2012. Doi:10.1007/s11104-012-12503
- [23] Wang JY, Jia JX, Xiong ZQ, *et al.* Water regime-nitrogen fertilizer-straw incorporation interaction: Field study on nitrous oxide emission from a rice agroecosystem in Nanjing, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, **141**: 437–446
- [24] Cai ZC, Swamoto T, Li CS, *et al.* Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, **17**: doi:10.1029/2003GB002406
- [25] Del-Prado A, Merino P, Estavillo JM, *et al.* N₂O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, **74**: 229–243
- [26] Li H, Qiu JJ, Wang LG, *et al.* Modelling impacts of alternative farming management practices on greenhouse gas emissions from a winter wheat-maize rotation system in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, **135**: 24–33
- [27] Stevens RJ, Laughlin RJ, Malone JP. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Pergamon*, 1998, **30**: 1119–1126
- [28] Zhang Y, Wang YY, Su SL, *et al.* Quantifying methane emissions from rice paddies in Northeast China by integrating remote sensing mapping with a biogeochemical model. *Biogeosciences*, 2011, **8**: 1225–1235
- [29] Zou JW, Huang Y, Jiang JY, *et al.* A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, **19**: Doi: 10.1029/2004GB002401
- [30] Batur B (巴特尔), Peng Z-H (彭镇华), Zhang X-D (张旭东), *et al.* Biogeochemical model DNDC and its application. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报), 2007, **38**(6): 1208–1212 (in Chinese)

作者简介 张啸林,男,1986年生,硕士研究生.主要从事农田土壤碳氮循环与气候变化的研究. E-mail: 2010103124@njau.edu.cn

责任编辑 张凤丽
