

不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 排放量估算: 模型应用

邹建文¹, 刘树伟¹, 秦艳梅¹, 冯得胜², 徐永忠³, 朱会林³

(1. 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2. 江苏省农林厅, 南京 210036; 3. 江苏省兴化市农业局, 兴化 225700)

摘要: 基于田间原位测定结果, 作者建立了不同水分管理方式下稻田 N_2O 排放估算的统计模型. 在模型验证和输入参数检验的基础上, 本研究应用模型估算了 20 世纪 50~90 年代我国稻田水稻生长季 N_2O 直接排放量. 结果表明, 由于水稻种植面积和氮输入量的增加、以及水分管理方式的变化, 稻田 N_2O -N 季节排放量从 20 世纪 50 年代平均每年 9.55 Gg 增加到了 90 年代每年 32.26 Gg, 同期伴随着水稻单产的增加. 在 20 世纪 50~90 年代间, 我国水稻生产的 N_2O -N 排放量以平均每 10 a 6.74 Gg 的速度递增. 20 世纪 50 年代和 90 年代稻田 N_2O -N 季节排放通量平均分别为 $0.32 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $1.00 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 相当于季节氮输入总量的 0.37% 和 0.46%. 本研究模型估算 50~90 年代间稻田 N_2O 季节排放量的不确定性为 59.8%~37.5%. 就全国稻田的不同种植区域而言, 长江中下游地区稻田水稻生长季 N_2O 排放量占全国稻田 N_2O 排放总量的 51%~56%. 20 世纪 90 年代水稻生长季 N_2O 排放量约占我国农田 N_2O 年总排放量的 8%~11%. 相对于旱地作物而言, 过去几十年水稻生产的发展在很大程度上减缓了我国农业生产的 N_2O 排放. 然而, 随着水稻生产中节水灌溉的推广和氮肥施用量的增加, 我国稻田 N_2O 季节排放量预计将相应增加.

关键词: 稻田; 模型模拟; 氧化亚氮; 时空变化

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)04-0949-07

Quantifying Direct N_2O Emissions from Paddy Fields During Rice Growing Season in China: Model Application

ZOU Jian-wen¹, LIU Shu-wei¹, QIN Yan-mei¹, FENG De-sheng², XU Yong-zhong³, ZHU Hui-lin³

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Jiangsu Agriculture & Forestry Department, Nanjing 210036, China; 3. Agriculture Bureau of Xinghua County, Jiangsu Xinghua 225700, China)

Abstract: Based on statistical analysis of field N_2O measurements in rice paddies in China, the models on direct N_2O emissions under different water regimes were established. After successes in model validation and input data verification, the models were used to quantify changes in direct N_2O emissions from paddy fields during the rice growing season in mainland China between the 1950s and the 1990s. Due to increases in rice planting area and nitrogen input and changes in water regime, the models predicted that seasonal N_2O -N emissions from rice paddies have increased from 9.55 Gg each year in the 1950s to 32.26 Gg N_2O -N in the 1990s, which was accompanied by the increase in rice yield over the period 1950s-1990s. During the period 1950s-1990s, seasonal N_2O -N emissions from rice paddies have increased, on average, at a rate of 6.74 Gg per decade. Seasonal N_2O fluxes in rice paddies were estimated to be $0.32 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ in the 1950s and $1.00 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ in the 1990s, which accounted for 0.37% and 0.46% of the seasonal total N inputs, respectively. The uncertainties in N_2O estimate were estimated to be 59.8% in the 1950s and 37.5% in the 1990s. Seasonal N_2O emissions from rice paddies in the region of middle and lower Yangtze River contributed 51%-56% to its national total. In the 1990s, N_2O emissions during the rice growing season accounted for 8%-11% of the reported annual total of N_2O emissions from croplands in China, suggesting that paddy rice development could have contributed to mitigating agricultural N_2O emissions in the past decades. However, seasonal N_2O emissions would be increased given that saving-water irrigation and nitrogen inputs are increasingly adopted in rice paddies in China.

Key words: rice paddies; model application; nitrous oxide; temporal and spatial variations

农田氧化亚氮(N_2O)排放量的准确估算是编制国家排放清单的重要内容之一, 国内外学者对此进行了大量的工作, 其估算方法和技术一直处于不断的发展过程中. 除了通过大田观测数据的区域外推, 以得到农田 N_2O 排放总量外^[1], 模型技术已逐渐成为当前估计农田 N_2O 排放的首要工具.

从模型建立的方法学来看, 可划分为过程机制模型和统计经验模型. 随着对 N_2O 排放机制认识的

收稿日期: 2008-05-04; 修订日期: 2008-07-07

基金项目: 中国博士后科学基金项目(20080430173); 高等学校博士学科点专项科研基金项目(200803071010); 南京农业大学引进杰出人才项目(804090)

作者简介: 邹建文(1971~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为碳氮循环与全球变化, E-mail: jwzou21@njau.edu.cn

深入,许多学者发展了基于机制或过程的 N_2O 排放量估算模型.过程机制模型关注 N_2O 产生排放的动力学过程,力求对相关过程进行机制描述,通过模拟在外部因子驱动下各个过程的联系与反馈来实现最终结果.这些模型的建立大都得益于 Firestone 等^[2]的 HIP(hole in the pipe)概念模型.目前,国际上用于 N_2O 排放估计的机制模型主要有:NGAS^[3]、CASA^[4,5]、CENTURY^[6]、DAYCENT^[7,8]、ECOSYS^[9]、DNDC 模型^[10]等.其中,以发展后的 DNDC 模型应用最为广泛^[11~13].农田 N_2O 排放的统计经验模型通常是在整合大量观测数据的基础上,利用统计方法确立 N_2O 季节或年排放总量与主要影响因子之间的数学关系,进而用以计算区域农田 N_2O 排放量,如 IPCC 排放系数(EF)方法学^[14~16].近年来,许多学者沿用 IPCC 排放系数法的思路,发展了一些针对特定区域的更为全面的回归模型^[17~21].

目前,我国在 N_2O 排放过程机制模型方面的工作基本停留在直接验证和应用国外已有模型的水平上,其中又以针对 DNDC 模型的验证和应用较为多见^[22~25].从 DNDC 模型的验证和应用结果来看,该模型对我国一些稻田 N_2O 排放的拟合值与实际观测值之间的吻合较差^[22,26],估算值极显著高于其他方法学对我国稻田 N_2O 排放的估算结果,且估算的不确定性较大^[1,11,12,27].为此,作者采用 IPCC 排放系数法,基于对我国稻田 N_2O 排放通量田间观测资料的统计分析,建立了适合于我国不同水分管理方式下,稻田 N_2O 排放系数和背景排放量的经验模型,并对模型和输入参数进行了验证和检验^[28,29].在此基础上,本研究应用模型估算 20 世纪 50~90 年代我国稻田水稻生长季 N_2O 直接排放量的时空变化,以期合理确定我国农田 N_2O 排放量,寻求减缓农田 N_2O 排放的对策提供数据支撑和科学依据.

1 材料与方法

1.1 统计模型

基于稻田水稻生长季 N_2O 排放的 17 组田间试验研究所得到的 71 个通量测定结果,依赖于不同

水分管理方式下的稻田 N_2O 直接排放因子和背景排放,通过不同的经验模型得以确定^[28].

$$\text{模型 F: } \text{N}_2\text{O-N} = 0.0002 \text{ N} \quad (1)$$

$$\text{模型 F-D-F: } \text{N}_2\text{O-N} = 0.0042 (\pm 0.0006) \text{ N} \quad (2)$$

$$\text{模型 F-D-F-M: } \text{N}_2\text{O-N} = 0.79 (\pm 0.28) + 0.0073 (\pm 0.0011) \text{ N} \quad (3)$$

上述方程(1)~(3)中的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放系数为 0.0002、0.0042 和 0.0073 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,分别被用来估算持续淹水(F)、淹水-烤田-淹水(F-D-F)和淹水-烤田-淹水-湿润灌溉(F-D-F-M)3 种不同水分管理方式下 N 肥施用所导致的 N_2O 直接排放量.

1.2 模型验证和参数输入

采用 2005~2007 年所报道的 N_2O 季节排放通量田间测定结果的独立数据源,以及国际上其它地区的稻田 N_2O 通量测定结果以验证模型.模型的输入参数为 20 世纪 50~90 年代期间我国水稻生产的相关数据,来源于作者建立的以县为调查基本单元的数据库.有关模型验证和输入参数检验的详细结果见文献[29].

1.3 模型估算的不确定性

本研究中 N_2O 估算的总不确定性主要来源于 N_2O 排放因子估算和人为活动水平数据的不确定性.类似于 IPCC^[16]方法学中不确定性估算方法,本研究运用误差传播方程分别计算在不同水分管理方式下稻田 N_2O 排放估算的不确定性,其计算方程如下:

$$U_C = \sqrt{U_A^2 + U_E^2} \quad (4)$$

式中, U_C 代表每种水分管理方式下稻田 N_2O 排放估算的不确定性,以百分数表示; U_A 和 U_E 分别代表表示人为活动数据和 N_2O 排放因子的不确定性百分数.人为活动水平数据是指估算方法中所采用的模型输入数据,本研究中 U_A 主要是由氮素输入数据的可靠性所决定.估算过程中拟合参数的置信区间在模型中被用来计算 U_E .最后,每个年代的水稻生长季 N_2O 排放估算的总不确定性由方程(5)来计算:

$$U_{\text{total}} = \frac{\sqrt{(U_F \cdot x_F)^2 + (U_{\text{F-D-F}} \cdot x_{\text{F-D-F}})^2 + (U_{\text{F-D-F-M}} \cdot x_{\text{F-D-F-M}})^2}}{x_F + x_{\text{F-D-F}} + x_{\text{F-D-F-M}}} \quad (5)$$

式中, U_{total} 是代表每个年代 N_2O 估算的总不确定性,以一个百分数来表示; x_i 和 U_i (i 代表不同水分

管理方式,包括:持续淹水、淹水-烤田-淹水和淹水-烤田-淹水-湿润灌溉)分别代表与不同水分管理方

式相关的不确定性和百分比不确定性.

2 结果与分析

2.1 水稻生长季 N₂O 直接排放量模拟

基于模型验证结果^[29], 可以认为模型拟合的不同水分管理方式下, 稻田 N₂O 排放系数适用于我国 20 世纪 50 ~ 90 年代水稻生产中 N₂O 排放量的估算. 利用模型及其水稻种植面积、水分管理方式及 N 输入量^[29], 50 年代我国水稻生长季 N₂O-N 排放量的估算结果为每年 9.55 Gg, 低于我国 90 年代水稻生长季 N₂O 排放量的三分之一 (32.26 Gg). 在 20 世纪 50 ~ 90 年代间, 我国水稻生产的 N₂O-N 排放量以平均每 10 a 6.74 Gg 的速度递增 (表 1). 相应的, 50 年代和 90 年代稻田 N₂O-N 季节排放通量平均分别为 0.32 kg·hm⁻² 和 1.00 kg·hm⁻², 相当于季节氮输入总量的 0.37% 和 0.46% (表 1). 就全国稻田的不同种植区域而言, 长江中下游地区稻田水稻生长季 N₂O 排放量占全国稻田 N₂O 排放总量的 51% ~ 56% (表 1, 图 1). 因此, 减缓该地区稻田 N₂O 的季节排放对于全国稻田 N₂O 减排起着至关重要的作用.

2.2 模型估算的不确定性

根据 IPCC 用来确定 N₂O 估算不确定性的方法学原理[方程(4)和(5)], 本研究中淹水-烤田-淹水和淹水-烤田-淹水-湿润灌溉水分管理方式下的模型对 N₂O 排放因子估算的不确定性分别为 28.0% 和 29.5%. 氮季节输入总量的不确定性从 20 世纪 50 年代的 52.5% 降低到 70 年代的 34.4%, 在 80 ~ 90 年代其不确定性在 22.2% ~ 24.3% 之间. 因此, N₂O 季节排放量估算的总不确定性在 20 世纪 50 年代和 70 年代分别为 59.8% 和 44.7%, 在 80 年代和 90 年代 N₂O 季节排放量估算的总不确定性有所降低, 其波动范围在 36.2% ~ 37.5% 之间 (图 2).

2.3 稻田 N₂O 季节排放通量的年代变化和区域变化

本研究中依赖于特定水分管理方式下, 稻田 N₂O 排放的估算模型有助于更好地了解我国水稻生长季 N₂O 直接排放的年代变化和区域变化. 从 20 世纪 50 ~ 90 年代稻田 N₂O 季节平均排放通量增加了 3 倍. 特别是在我国的华南地区, N₂O 季节排放通量增长速度最快, 90 年代已经增加为 50 年代的 4 倍 (表 1). 另外, 90 年代前不同的水分管理方式也

表 1 20 世纪 50 ~ 90 年代每年我国稻田水稻生长季 N₂O 排放的模型拟合结果¹⁾

Table 1 N ₂ O emissions during paddy rice growing season per year in mainland China from 1950s to 1990s simulated by the models				
时间	种植区 ²⁾	N ₂ O-N 通量 /kg·hm ⁻²	N ₂ O-N 排放量/Gg	占施 N 百分比/%
50 年代	I	0.28	0.16	0.25
	II	0.27	0.23	0.26
	III	0.34	1.82	0.46
	IV	0.38	5.32	0.39
	V	0.24	2.01	0.36
	全国	0.32	9.55	0.37
60 年代	I	0.66	0.39	0.45
	II	0.35	0.34	0.22
	III	0.32	1.53	0.35
	IV	0.43	6.33	0.33
	V	0.42	3.22	0.39
	全国	0.40	11.82	0.33
70 年代	I	0.78	0.64	0.45
	II	0.79	0.62	0.35
	III	0.52	2.73	0.34
	IV	0.61	11.51	0.34
	V	0.56	4.97	0.39
	全国	0.59	20.47	0.34
80 年代	I	0.81	0.94	0.45
	II	1.04	0.94	0.45
	III	1.03	5.09	0.43
	IV	0.83	14.57	0.38
	V	0.86	7.14	0.44
	全国	0.88	28.68	0.41
90 年代	I	0.92	1.81	0.47
	II	1.08	1.19	0.40
	III	1.03	5.46	0.43
	IV	1.05	17.31	0.44
	V	0.92	6.50	0.50
	全国	1.00	32.26	0.46

1)表中黑体字为全国平均值或N₂O-N累积排放量; 2)水稻种植区划分: I 为北方和东北地区, 包括黑龙江、内蒙古、辽宁和吉林省; II 为华北平原和中西部地区, 包括河南、河北、天津、北京、宁夏、陕西、山西、山东、新疆和甘肃省; III 为西南地区, 包括贵州、四川、重庆、和云南省; IV 为长江中下游地区, 包括安徽、湖北、湖南、江苏、江西、上海和浙江省; V 为华南地区, 包括福建、广东、广西和海南省

导致 N₂O 季节排放通量发生了显著的区域变化. 例如, 我国华南地区在 50 年代稻田 N₂O-N 季节排放通量平均为 0.24 kg·hm⁻², 而在长江中下游地区估算结果为 0.34 kg·hm⁻². 在东北地区, 50 年代稻田 N₂O 季节排放总量相当于氮输入量的 0.25%, 而在我国西南地区相当于氮输入总量的 0.46%. 相对而言, 90 年代我国稻田 N₂O 季节排放通量在不同种植区域之间的空间变化不明显.

总体而言, 20 世纪 50 ~ 90 年代间稻田 N₂O 季

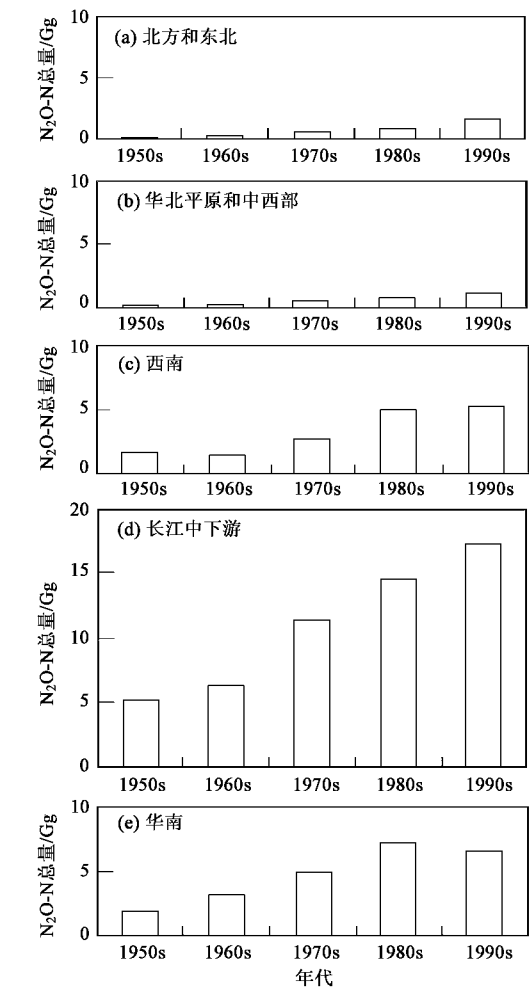


图 1 模型拟合的 20 世纪 50 ~ 90 年代我国稻田水稻生长季 N_2O 排放的时空变化

Fig. 1 Decadal and spatial distributions of seasonal N_2O total from paddy fields in mainland China in the 1950s-1990s simulated by the models

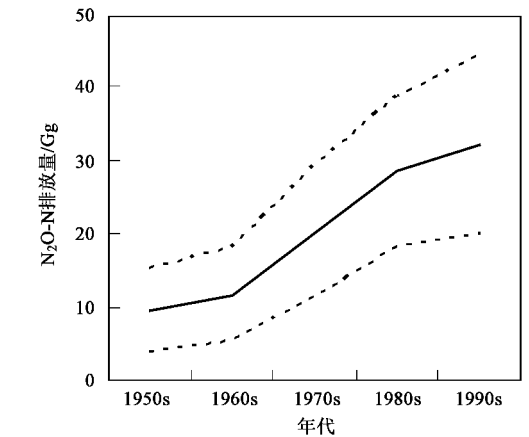


图 2 20 世纪 50 ~ 90 年代我国稻田水稻生长季 N_2O 排放量估算的不确定范围

Fig. 2 Uncertainty range of N_2O estimate during the rice growing season in paddy fields over the period 1950s-1990s

节排放通量与我国水稻产量的增加趋势相一致 (图 3). 5 个种植区的水稻产量和 N_2O 季节排放通量之间具极显著线性相关关系, 这意味着 N_2O 排放通量和水稻产量的增加都跟水分管理方式的变化以及氮输入量的增加密切相关. 很明显, 水稻产量和 N_2O 排放量在很大程度上依赖于氮肥的应用. 另一方面, 在水稻生产中采用中期烤田和湿润灌溉代替以往持续淹水的灌溉方式, 在引发 N_2O 排放量增加的同时也促进了水稻产量的提高.

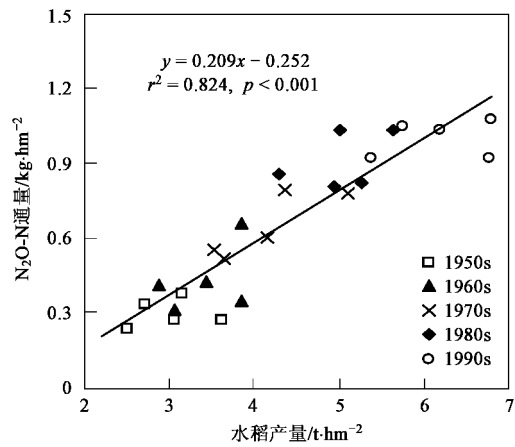


图 3 20 世纪 50 ~ 90 年代我国水稻生产 N_2O 季节排放量与水稻单产的同步增加趋势 (水稻单产数据引自文献 [30])

Fig. 3 Decadal changes in seasonal N_2O flux consistent with paddy rice yield over the period 1950s-1990s

3 讨论

3.1 基于过程的 DNDC 模型与基于 IPCC 排放系数法的统计模型

一般来说, 机制模型不仅能模拟 N_2O 排放的最终结果, 而且还能够解释导致结果的具体原因, 从而为制定减少 N_2O 排放的有效措施提供评价工具. 然而建立在较小时空尺度上的机制模型, 也有其极大的不足, 主要是模型输入参数比较复杂, 尤其在模型的应用模拟时, 所要求的大量而复杂的输入参数往往很难得到满足. 因而, 这些输入通常在许多假设条件下提供给模型, 导致与复杂的实际情景产生偏差, 最终增加模型估算的不确定性. 同时, 将点位试验的模拟结果应用到区域上也可能存在问题, 一方面需要进行大量的模型验证和调试, 另一方面, 适用于小尺度的模型在大区域尺度的应用时需要借助于一些尺度转换手段和技术.

近几年来, DNDC 模型被频繁地用来估算我国

稻田 N_2O 排放量^[11-13,31]。除了复杂的数据输入要求之外,该模型在我国稻田中的验证结果具有较大的不一致性。在 Li 等^[11-13,30]的研究中, DNDC 模型对稻田 N_2O 排放的拟合值与在 F-D-F-M 水分管理方式下吴江稻田 N_2O 通量测定结果的吻合程度较高。然而,该模型对在 F-D-F 水分管理方式下的封丘和南京稻田 N_2O 排放通量的拟合效果较差,意味着该模型并不完全适用于我国多种水分管理方式下稻田 N_2O 排放的拟合^[26]。事实上, DNDC 模型对我国稻田 N_2O 排放的拟合结果极显著高于其他方法学的估算值。例如, DNDC 模型对我国持续淹水稻田和伴有中期烤田的稻田 N_2O -N 排放量的估算值分别为 $290 \sim 410 \text{ Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $420 \sim 610 \text{ Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[12,13], 而 Xing^[1] 于 1998 年和 Zheng 等^[27] 于 2004 年对我国稻田 N_2O -N 直接排放量的估算结果分别为 $88 \text{ Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $91 \text{ Gg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

相对而言,统计经验模型存在比较粗略、过于简单、机制不强、不能进行过程分析等不足,但因操作简单,输入资料少,资料容易获得等优点,在进行区域以至全球大尺度的 N_2O 排放估算时广受各国科学家的青睐,依然是当前模型发展的热点之一。相对于 DNDC 模型来说, IPCC EF 方法学估算主要集中于肥料施用所导致的 N_2O 直接排放量的估算。尽管本研究所采用的 EF 模型似乎过于简单,本研究结果与以往的估算结果基本一致。Zheng 等^[27]应用“自下而上”的方法学估算出 20 世纪 90 年代我国稻田水稻生长季 N_2O -N 的排放系数为 0.60%, 直接排放量为 49.5 Gg 。Xing^[1]通过数据外推的方法得出 1995 年我国稻田 N_2O -N 排放总量为 88 Gg , 其中水稻生长季为 35 Gg , 非水稻生长季为 53 Gg 。

尽管许多田间试验表明 N_2O 排放受土壤参数、农业管理措施以及田间环境因数的影响,但在国家和区域尺度上作者并未发现稻田 N_2O 排放量与这些因素之间的显著相关性。目前,包含土壤参数以及其它农业管理措施的稻田 N_2O 排放量估算的统计模型尚未见报道,尽管考虑这些因素可望有效地降低 N_2O 排放估算的不确定性。

3.2 水稻生产对我国农业 N_2O 排放总量的贡献

本研究估算结果显示,在 20 世纪 90 年代每年我国稻田水稻生长季 N_2O -N 排放量平均为 32.26 Gg , 不确定性为 37.5%, 相当于季节氮输入总量的

0.46%。根据已有的估算结果,1995 年我国农田 N_2O -N 排放量为 340 Gg ^[31], 或 398 Gg ^[1], 20 世纪 90 年代我国农田 N_2O -N 排放量平均为每年 275 Gg ^[27]。这些估算结果表明,占总耕地面积 23% 的水稻生产中 N_2O 排放量约占全国农田 N_2O 年排放总量的 8% ~ 11%。在过去的几十年中,由于水稻种植面积的扩大和较低的 N_2O 排放系数,水稻生产相对于旱作农田而言在很大程度上减缓了我国农业 N_2O 排放。

值得注意的是本研究仅仅估算了水稻生长季 N_2O 直接排放量,却没有计算稻田在水稻生长季之后的旱季作物生长过程中的 N_2O 排放量。尽管水分管理方式引起了水稻生长季 N_2O 排放和旱地作物 N_2O 排放的显著差异,但是,在水稻生长季的一些农业生产措施,如水分管理方式和有机物料的施用等,会对后季旱作 N_2O 排放量造成显著影响。作者以往对水稻-冬小麦轮作系统的研究结果表明^[32], 与淹水-烤田-淹水的水分管理方式相比,在水稻生长季的持续淹水会很大程度上增加冬小麦生长季的 N_2O 排放量。此外,在水稻移栽之前的小麦残体还田将会对后季冬小麦生长期 N_2O 排放量产生持续影响。因此,如果仅仅是通过外推水稻生长季 N_2O 排放结果得出稻田 N_2O 的年排放量,会导致估算结果的偏低。

3.3 影响稻田 N_2O 排放估算不确定性的因素

不确定性的估算是排放总量估算过程中一个不可缺的因素。关于不确定性的有关信息能够帮助人们提高对未来排放总量估算的精确度,同时引导人们进行方法的优先选择。在 N_2O 季节排放估算过程中氮输入数据较高的不确定性在很大程度上增加了 N_2O 季节排放估算的总不确定性。5 个种植区域的氮季节输入量在 20 世纪 50 年代具有显著差异,而到了 90 年代差异相对较小^[29], 这就导致了 50 年代比 90 年代在 N_2O 排放估算方面具有更大的不确定性。

本研究中 N_2O 排放估算的一些不确定性还来自于模型中对 N_2O 排放系数的估算。本研究的 N_2O 排放估算模型未能考虑土壤参数、温度及其它农业管理措施对稻田 N_2O 排放的影响。另外,模型未区分肥料的类型,总氮输入量被用来估算 N_2O 排放量。然而,农田中所施肥料的类型被认为是影响 N_2O 排放的另一个重要因素。虽然 N_2O 季节排放量一般随着施肥量的增加而增加,但是施用不同的肥

料也会导致 N_2O 季节排放量的显著差异. 一些研究表明, 在同样的水分管理方式下如淹水-烤田-淹水或淹水-烤田-淹水-湿润灌溉, 施用硫酸铵或碳铵与施用尿素相比往往导致更高的 N_2O 排放^[33, 34]. 另一方面, 与单纯施用化学肥料相比, 有机肥和作物残体还田也会增加 N_2O 的季节排放量^[34, 35], 而在另一些研究中它们的施用却降低了稻田 N_2O 季节排放量^[36, 37].

稻田 N_2O 排放通量测定频率的不同也可能导致 N_2O 季节排放量估算的不确定性^[38]. 理论上而言, 稻田 N_2O 排放通量的测定应有尽可能多的次数, 以便能检测到较高的 N_2O 排放通量峰值, 从而完整地反映 N_2O 排放的时间变化特征. 采用田间原位自动采样观测系统往往能捕捉到稻田 N_2O 排放通量的脉冲释放^[34]. 与每周 1 次观测相比, 每周 2 次观测到较多的稻田 N_2O 排放通量峰值, 特别是在氮肥施用后的一段时间内^[39]. 然而, 大多数研究对 N_2O 排放通量的观测一般每周 1 次. 因而, 这些试验研究可能会漏失 N_2O 排放的一些峰值, 从而会低估稻田 N_2O 季节排放总量.

3.4 水分管理方式对稻田 N_2O 排放量的影响

土壤 N_2O 主要通过硝化和反硝化等生物地球化学过程产生, 而且很大程度上受土壤水分状况的影响. 与采用淹水-烤田-淹水或季节性持续淹水的稻田相比, 中期烤田之后土壤干湿交替为硝化和反硝化过程创造了一个良好的土壤环境. 在淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式下, 这种土壤环境极大地增加了 N_2O 排放量. 相对而言, 在持续淹水的情况下, 很大一部分由反硝化作用产生的 N_2O 在离开土壤之前又被进一步转化为了 N_2 . 另一方面, 水分管理方式的不同可能会影响稻田中氮的有效性、含碳化合物的易分解组分以及土壤 O_2 含量, 而它们是影响反硝化过程中 N_2O 产生的重要因素. 中期烤田和土壤干湿的转换能够改善根的活性和加速土壤有机碳的分解, 这就可能为土壤微生物利用更多的有效碳、氮源创造了条件, 从而有利于 N_2O 的产生和排放.

由于地区水资源的紧缺和水稻栽培技术的发展, 我国水稻生产中淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式已经被作为一种节水灌溉模式而越来越多的采用. 例如, 在我国水资源短缺的华北平原, 其耕地面积占到全国总量的 26%, 占全国总灌溉面

积的 30%, 占全国谷类生产总量的 24%. 淹水-烤田-淹水-湿润灌溉的水分管理方式和水稻旱作在该区域水稻生产中已经被作为新的水稻生产方式而加以推广运用. 然而, DNDC 模型估算表明持续淹水稻田转变为伴有中期烤田的稻田使得 N_2O -N 排放量增加 $0.13 \sim 0.20 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[11] 或者 $0.15 \text{ Tg} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[12]. 另外, 与淹水稻田相比, 旱作稻田的 N_2O 排放量会显著增加^[40]. 因此, 这些措施的选择将会增加我国水稻生产的 N_2O 排放量. 如何协调 N_2O 排放、水资源短缺和农业可持续发展的矛盾已经是目前我国水稻生产所面临的一个重要问题.

4 结论

基于田间原位测定结果建立的不同水分管理方式下, 稻田 N_2O 排放统计模型的估算结果表明, 由于水稻种植面积和氮输入量的增加、以及水分管理方式的变化, 稻田 N_2O -N 季节排放量从 20 世纪 50 年代每年 9.55 Gg 增加到了 90 年代每年 32.26 Gg, 同期伴随着水稻单产的增加. 50 ~ 90 年代间稻田 N_2O 季节排放估算的不确定性为 59.8% ~ 37.5%. 20 世纪 90 年代水稻生长季 N_2O 排放量约占我国农田 N_2O 年总排放量的 8% ~ 11%. 相对于旱地作物而言, 过去几十年水稻生产的发展在很大程度上减缓了我国农业生产的 N_2O 排放. 然而, 随着我国水稻生产中节水灌溉的推广和氮肥施用量的增加, 稻田 N_2O 季节排放量可能将相应增加.

参考文献:

- [1] Xing G. N_2O emission from cropland in China[J]. *Nutr Cycl Agroecosys*, 1998, **52**: 249-254.
- [2] Firestone M K, Davidson E A. Microbial basis of NO and N_2O production and consumption in soils[A]. In: Andreae M, Schimel D, Eds. *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*[C]. New York: John Wiley, 1989. 7-21.
- [3] Parton W J, Mosier A R, Ojima D S, *et al.* Generalized model for N_2 and N_2O production from nitrification and denitrification[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 1996, **10**: 401-412.
- [4] Potter C S, Matson P A, Vitousek P M. Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions from soils worldwide[J]. *J Geophys Res*, 1996, **101**: 1361-1377.
- [5] Potter C S, Riley H R, Klooster S A. Simulation modelling of nitrogen trace gas emissions along an age gradient of tropical forest soils[J]. *Ecol Model*, 1997, **97**: 179-196.
- [6] Liu S, Reiners W A, Keller M. Simulation of nitrous oxide and nitric oxide emissions from a primary forest in the Costa Rican Atlantic Zone[J]. *Environ Modell Softw*, 2000, **15**: 727-743.
- [7] Parton W J, Holland E A, Del Grosso S J. Generalized model for

- NO_x and N_2O emissions from soils[J]. *J Geophys Res*, 2001, **106**: 17403-17419.
- [8] Del Grosso S J, Ojima D, Parton W J. Simulated effects of dryland cropping intensification on soil organic matter and greenhouse gas exchanges using the DAYCENT ecosystem model[J]. *Environ Pollut*, 2002, **116**: S75-S83.
- [9] Grant R F, Pattey E. Modeling variability in N_2O emissions from fertilized agricultural fields[J]. *Soil Biol Biochem*, 2003, **35**: 225-243.
- [10] Li C, Aber J, Stange F, *et al.* A process-oriented model of N_2O and NO emission from forest soils, 1. Model development[J]. *J Geophys Res*, 2000, **105**: 4369-4384.
- [11] Li C, Mosier A, Wassmann R, *et al.* Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2004, **18**: GB1043.
- [12] Li C, Frohling S, Xiao X, *et al.* Modeling impacts of farming management alternatives on CO_2 , CH_4 and N_2O emissions: A case study for water management of rice agriculture of China[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2005, **19**: GB3010.
- [13] Li C, Salas W, DeAngelo B, *et al.* Assessing alternative for mitigating net greenhouse gas emissions and increasing yields from rice production in China over the next twenty years[J]. *J Environ Qual*, 2006, **35**: 1554-1565.
- [14] IPCC. Greenhouse gas emissions from agricultural soils[A]. In: Greenhouse Gas Inventory Reference Manual Revised 1996, IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories[C]. Bracknell: IPCC/OECD/IGES, UK, 1997.
- [15] IPCC. IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories[M]. Kanagawa: IGES, Japan, 2000.
- [16] IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [M]. Kanagawa: IGES, Japan, 2006.
- [17] Skiba U M, Sheppard L J, Macdonald J, *et al.* Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland[J]. *Atmos Environ*, 1998, **32**: 3311-3320.
- [18] Sozanska M, Skiba U, Metcalfe S. Developing an inventory of N_2O emissions from British soils[J]. *Atmos Environ*, 2002, **36**: 987-998.
- [19] Bouwman A, Boumans L, Batjes N. Emissions of N_2O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2002, **16**(4): 1058-1070.
- [20] Freibauer A, Kaltschmitt M. Nitrous oxide emissions from agricultural mineral soils in Europe-controls and models[J]. *Biogeochemistry*, 2003, **63**(1): 93-115.
- [21] Roelandt C, Wesemael B V, Rounsevell M. Estimating annual N_2O emissions from agricultural soils in temperate climates[J]. *Global Change Biol*, 2005, **11**: 1701-1711.
- [22] Gou J, Zheng X H, Wang M, *et al.* Modeling N_2O emissions from agricultural fields[J]. *Adv Atmosc Sci*, 1999, **16**: 581-592.
- [23] 徐文彬, 洪业汤, 陈旭晖, 等. 应用 DNDC 模型估算区域农业土壤 N_2O 释放通量和释放量——以贵州省为例[J]. 环境科学, 2000, **21**(2): 11-15.
- [24] 王效科, 欧阳志云, 苗鸿. DNDC 模型在长江三角洲农田生态系统的 CH_4 和 N_2O 排放量估算中的应用[J]. 环境科学, 2001, **22**(3): 15-19.
- [25] 谢军飞, 李玉娥. DNDC 模型对北京旱地农田 N_2O 排放的模拟对比分析[J]. 农业环境科学学报, 2004, **23**(4): 691-695.
- [26] Cai Z, Sawamoto T, Li C, *et al.* Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asia cropping systems[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2003, **17**(4): 1107.
- [27] Zheng X, Han S, Huang Y, *et al.* Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N_2O emission from Chinese croplands[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2004, **18**: GB2018.
- [28] 邹建文, 秦艳梅, 刘树伟. 不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 排放量估算:模型建立[J]. 环境科学, 2009, **30**(2): 313-321.
- [29] 邹建文, 秦艳梅, 刘树伟, 等. 不同水分管理方式下水稻生长季 N_2O 排放量估算:模型验证和输入参数检验[J]. 环境科学, 2009, **30**(4):937-948.
- [30] 国际水稻所(IRRI). Rice stat database[EB/OL]. <http://www.irri.org/science/ricestat/index.asp>, Los Baños, Philippines, 2004.
- [31] Li C, Zhuang Y, Cao M, *et al.* Comparing a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology for developing a national inventory of N_2O emissions from arable lands in China[J]. *Nutr Cycl Agroecosys*, 2001, **60**: 159-175.
- [32] 邹建文, 黄耀, 宗良纲, 等. 稻田灌溉和秸秆施用对后季麦田 N_2O 排放的影响[J]. 中国农业科学, 2003, **36**(4): 409-414.
- [33] Cai Z, Xing G, Yan X, *et al.* Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management[J]. *Plant Soil*, 1997, **196**: 7-14.
- [34] Zheng X, Wang M, Wang Y, *et al.* Impacts of soil moisture on nitrous oxide emission from croplands: A case study on rice-based agro-ecosystem in Southeast China[J]. *Chemosphere-Global Change Sci*, 2000, **2**: 207-214.
- [35] Zou J, Huang Y, Lu Y, *et al.* Direct emission factor for N_2O from rice-winter wheat rotation systems in southeast China[J]. *Atmos Environ*, 2005, **39**: 4755-4765.
- [36] 邹建文, 黄耀, 宗良纲, 等. 不同种类有机肥施用对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的综合影响[J]. 环境科学, 2003, **24**(4): 7-12.
- [37] 熊正琴, 邢光熹, 鹤田治雄, 等. 豆科绿肥和化肥氮对双季稻田氧化亚氮排放贡献的研究[J]. 土壤学报, 2003, **40**(5): 704-710.
- [38] Akiyama H, Yagi K, Yan X. Direct N_2O emissions from rice paddy fields: Summary of available data[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2005, **19**: GB105.
- [39] Zou J, Huang Y, Jiang J, *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[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2005, **19**: GB2021.
- [40] Xu Y, Shen Q, Li M, *et al.* Effect of soil water status and mulching on N_2O and CH_4 emission from lowland rice field in China[J]. *Biol Fertil Soils*, 2004, **39**: 215-217.