

川渝地区农业生态系统氧化亚氮排放

杨俊^{1,2}, 韩圣慧^{2*}, 李富春^{2,3}, 张旭⁴, 赵秀兰¹, 刘春岩², 范貌宏⁵

(1. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 2. 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理和大气化学国家重点实验室, 北京 100029; 3. 昆明理工大学固体废弃物资源化国家工程研究中心, 昆明 650093; 4. 重庆市环境科学研究院, 重庆 401147; 5. School of Civil and Environmental Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA 30332, USA)

摘要: 基于县级农业活动水平数据及区域氮循环模型 IAP-N 方法, 并根据地理特征、环境气候条件及地区行政区划将川渝地区划分成 4 个亚区, 详细估算了 1990~2004 年川渝地区农业生态系统氧化亚氮(N_2O)的排放及其时空分布状况. 结果表明, 川渝地区 1990~1994、1995~1999、2000~2004 年农业生态系统 N_2O 年平均排放量(以纯氮量计)分别为 52.3、58.2、62.0 Gg/a, 其中 55% 来自农田直接排放. 3 个时期农田直接排放量分别为 29.6(7.6~63.3)、33.0(8.4~71.8)、34.0(8.5~75.8) Gg/a, 农田直接排放通量分别为 4.73、5.39、6.11 kg/($hm^2 \cdot a$). 农田旱作是农田 N_2O 直接排放的主要源, 水旱轮作对农田 N_2O 直接排放的贡献也很大. 川渝地区农业生态系统 N_2O 排放量以及农田 N_2O 排放通量, 1995~1999 年期间比 1990~1994 年期间增长幅度较大; 2000~2004 年期间, 农田 N_2O 排放通量增长速度未呈现减缓趋势, 但由于耕地面积减少, 农田 N_2O 排放量增长呈现停滞状态. 川渝地区农业生态系统 N_2O 主要排放地区分布在成都平原和重庆地区, 各区域的 N_2O 排放源贡献各不相同, 重庆地区和成都平原农田 N_2O 直接排放处于主导地位, 而川西北地区则是放牧 N_2O 排放处于主导地位. 研究结果为决策者合理利用肥料, 制定川渝地区农业生态系统温室气体减排措施提供科学依据.

关键词: N_2O 排放; IAP-N 模型; 氮循环; 农业生态系统

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)09-2684-10

N_2O Emissions from Agricultural Ecosystem in Sichuan-Chongqing Region

YANG Jun^{1,2}, HAN Sheng-hui², LI Fu-chun^{2,3}, ZHANG Xu⁴, ZHAO Xiu-lan¹, LIU Chun-yan², FAN Mao-hong⁵

(1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China; 2. State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China; 3. National Engineering Research Center of Waste Resource Recovery, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China; 4. Chongqing Research Institute of Environmental Science, Chongqing 401147, China; 5. School of Civil and Environmental Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA 30332, USA)

Abstract: A regional nitrogen cycling model IAP-N was adopted to estimate nitrous oxide (N_2O) emission from the agro-ecosystem in the Sichuan-Chongqing Region during 1990-2004. The county level agricultural activities data were used, and Sichuan-Chongqing Region was divided into four sub-areas by the geographical characteristics, environment and local climatic conditions and administrative division. The results showed that annual averaged N_2O emissions (in nitrogen gauge) in 1990-1994, 1995-1999, 2000-2004, respectively, were 52.3, 58.2, 62.0 Gg/a, of which 55% came from the N_2O direct emission of the fertilized croplands. They were 29.6(7.6-63.3), 33.0(8.4-71.8), 34.0(8.5-75.8) Gg/a, equals to 4.73, 5.39, 6.11 kg/($hm^2 \cdot a$), respectively. Upland/glebe was the primary source of the N_2O direct emission. Meanwhile, paddy-upland rotation system also played an important contribution to it. The increasing rates of N_2O emission from agro-ecosystem and N_2O emission flux in cropland were much higher in 1995-1999 than in 1990-1994. The N_2O emission flux in the cropland showed a continuous increasing trend in 2000-2004, but the increasing rates of total N_2O emission from agro-ecosystem were stagnant due to the decrease of arable land area. The N_2O emission of agro-ecosystem mainly came from Chengdu Plain and Chongqing. The contributions of different sources to the total N_2O emission of agro-ecosystem were variable in the region. For instance, the primary source of N_2O emission was the direct emission from croplands in Chengdu Plain and Chongqing, whereas, in northwest region of Sichuan province was the N_2O emission induced by grazing. The results will provide a scientific basis for policy maker to make fertilizer effectively applied and mitigate GHG emission from agro-ecosystem of Sichuan-Chongqing Region.

Key words: N_2O emission; IAP-N model; nitrogen cycling; agricultural ecosystem

氧化亚氮(N_2O)是继二氧化碳(CO_2)和甲烷(CH_4)之后第三大温室气体^[1]. N_2O 在大气中具有较长的滞留时间(平均寿命约为 120 年), 并参与大气中许多光化学反应^[2]. 研究表明: 自 1750 年, 大气

收稿日期: 2008-11-26; 修订日期: 2009-03-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(40605030)

作者简介: 杨俊(1983~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为农业生态系统碳、氮循环及污染控制, E-mail: lancetol1983@163.com

* 通讯联系人, E-mail: shenghui_han@post.iap.ac.cn

N_2O 的浓度增加了 17%, 高于 42 万年以来任何时期大气 N_2O 的浓度^[3]. 2005 年, 大气 N_2O 浓度(体积分数)为 319×10^{-9} , 在过去几十年里, N_2O 近似以每年约 0.8×10^{-9} 的速率线性增加^[4].

N_2O 排放源分为自然源(包括海洋、森林、草地)和人为源(包括施肥农田、动物废弃物处理系统、化石燃料燃烧、生物质燃烧、己二酸和氮肥生产等). 估计全球向大气每年排放 N_2O (以纯氮量计, 下同)达 17.7 Tg, 人类活动排放的 N_2O 占全球 N_2O 排放总量的 46%, 其中农业生产活动 N_2O 排放量占人为源的 75% ~ 80%^[5] 有研究表明, 从 1960 ~ 1994 年, 全球农业生态系统 N_2O 排放增加约 80%, 其中土壤直接排放就增加了 160%, 其主要原因是由于化肥氮消费量的急剧增加而造成的^[6]. 因此, 准确估计农业生态系统 N_2O 排放量, 同时加强该领域的环境效应机制研究, 对认识 N_2O 的源汇过程、探索和发展控制温室气体的措施, 对于保护人类的生存环境, 减缓全球气候变化具有重要意义.

《中华人民共和国气候变化初始国家信息通报》显示, 1994 年中国 N_2O 排放约 540 Gg/a, 92.4% 来自农业活动, 能源活动和工业生产过程分别占 5.8% 和 1.8%. 农田 N_2O 直接排放是中国农业 N_2O 的主要排放源, 约占 60.3%, 间接排放约占 19.5%, 放牧排放约占 14.0%, 非放牧粪便管理系统占 5.6%, 田间秸秆直接焚烧和粪便燃烧各占约 0.5% 和 0.1%^[7].

目前估算农田 N_2O 排放量的方法主要有: ①过程模型法, 例如 DNDC^[8]、DAYCENT^[9]、WNMM^[10]; ②经验模型法, 例如建立了农田 N_2O 排放量与氮肥施用量及年降水量的相关关系式; ③基于氮输入量和排放系数的方法, 例如 IPCC 方法^[11, 12]和区域氮循环模型 IAP-N^[13, 14]等, 区域氮循环模型 IAP-N 是一个可以评估区域农田长时间序列氮素循环状态的模型. 方法①过程模型具有较高的时空分辨率, 基本上通过模拟土壤气候动态、植物生长和养分吸收及归还、土壤有机质分解、氮素矿化和转移等过程来确定农田 N_2O 排放系数. 要得到较准确的农田 N_2O 排放系数, 过程模型需要大量的观测数据来验证. 因此, 过程模型在时空尺度外延时受到验证数据的质量和数量的限制. 而方法②和方法③则需要相对较少的参数数据, 结合典型野外站点观测数据来估算农田 N_2O 排放情况.

川渝地区是我国农产品供应大省, 是国家最大

的粮、油、猪生产基地之一. 研究表明^[15, 16], 川渝地区是我国农田 N_2O 高排放地区之一, 排放量在 19.3 ~ 35.0 Gg/a. 不同研究对于川渝地区的估算结果有较大差异, 有认为川渝地区农田 N_2O 排放中心位于成都和重庆地区^[15], 有人则认为在川藏交界^[16]. 另外, 目前关于川渝地区 N_2O 排放的估算研究基本只估算农田直接排放部分, 未包括农业生态系统的其它部分排放(如粪便管理系统, 农田 N_2O 间接排放等). 本研究基于县级农业活动水平数据和 IAP-N 模型首次估算川渝地区 15 a(1990 ~ 2004 年)整个农业生态系统(包括农田直接、间接排放, 田间秸秆燃烧排放, 粪便管理系统以及放牧排放)的排放量及农田排放通量, 将 N_2O 排放估算的空间分辨率精确到县一级. 以期得到比较详实的农业生态系统 N_2O 排放时空分布情况, 为决策者制定川渝地区农业生态系统温室气体减排措施提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究地区概况

川渝地区, 包括 189 个县级行政区域. 该地区地处青藏高原和长江中下游平原过渡带, 西高东低的片段地理特征突出, 自然环境结构、气候条件以及社会经济发展区域化明显. 由于 N_2O 排放具有明显的时空差异性, 为更好的研究四川地区 N_2O 排放情况, 本研究根据川渝地区的自然地理特征、环境气候条件以及行政区划情况, 将研究地区分为四大区域(图 1), 即 I 区(重庆地区), II 区(成都平原)、III 区(川西南地区)和 IV(川西北地区).

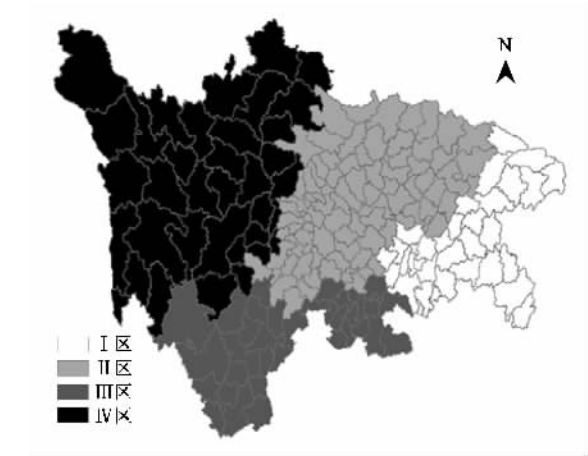


图 1 川渝地区区域划分

Fig. 1 Sub-regional definition for Sichuan-Chongqing Region

1.2 研究方法

IAP-N 模型在 IPCC 方法基础上, 充分考虑了不

同气候带、不同耕作制度导致不同类型农田 N_2O 排放因子不同,而建立的一套农田分类系统以及相关氮输入量的计算方法^[14, 17]与 IPCC 方法^[18]相比, IAP-N 模型主要做了如下改进:秸秆还田不仅包括地上作物秸秆还田,还包括农作物根茬和根的还田量;生物固氮不仅考虑了豆科植物共生固氮,还考虑了水稻作物的固氮量;根据实际观测数据,氮素淋溶和径流损失率粗略分为旱田和水稻田^[13, 14];大气氮沉降;农田氮盈亏对下一年农田氮循环的作用等几个方面.并且,在中国政府首次向联合国提交的国家温室气体排放清单编制中,应用 IAP-N 模型估算了 1994 年中国农田 N_2O 排放清单.

本研究通过收集县级农业活动水平数据,采用区域氮循环模型 IAP-N 估算 1990 ~ 2004 年川渝地区农业生态系统 N_2O 排放.

农田 N_2O 直接排放式(1):

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{direct}} = \sum_{k=1}^s \sum_{j=1}^q \sum_{i=1}^r (\text{N}_i \times \text{EF}_{1i}) \quad (1)$$

式中, $\text{N}_2\text{O}_{\text{direct}}$ 为农田 N_2O 直接排放量, N_i 为每一个三级类型单元的总 N 输入量(包括化肥氮、粪肥氮、还田秸秆氮、大气氮沉降到农田的氮、田间秸秆烧后的残灰), EF_{1i} 为相应三级类型单元的农田 N_2O 直接排放因子, i 表示第 i 个三级类型单元, $i = 1, 2, \dots, r$, r 为三级类型单元个数, j 和 k 分别表示第 j 个二级类型单元和第 k 个一级类型单元, q 和 s 分别表示二级和三级类型单元个数.

农田 N_2O 间接排放式(2):

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{indirect}} = \sum (\text{N-Lr}_i \times \text{EF}) \quad (2)$$

IAP-N 模型在计算农田 N_2O 排放时,将大气 N 沉降引起的 N_2O 排放计入直接排放部分,所以在 IAP-N 模型中农田土壤间接排放,只包括由于氮素淋溶和径流引起的 N_2O 排放量.式中, $\text{N}_2\text{O}_{\text{indirect}}$ 为农田 N_2O 间接排放量, N-Lr_i 为农田(包括旱田、水稻田、豆科作物农田、蔬菜地)氮的淋溶和径流量, EF 为由于氮数淋溶和径流而产生 N_2O 的排放因子.

粪便管理系统 N_2O 排放计算式(3):

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{manure system}} = \sum (\text{N}_i \times \text{EF}_i) \quad (3)$$

式中, $\text{N}_2\text{O}_{\text{manure system}}$ 为畜禽粪便管理系统 N_2O 排放量, N_i 代表第 i 类粪便管理系统(包括处理厌氧发酵池、水冲法、散落、固体储存或晒干、牧场、用做燃料及其它用途)的氮量, EF_i 为第 i 类粪便处理系统的 N_2O 排放因子.

田间秸秆燃烧排放如式(4):

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{ErbN}_2\text{O}} = \sum (\text{N}_{\text{fieldb}} \times f_{\text{rbN}_2\text{O}}) \quad (4)$$

式中, $\text{N}_2\text{O}_{\text{ErbN}_2\text{O}}$ 为田间秸秆燃烧 N_2O 排放量, $f_{\text{rbN}_2\text{O}}$ 为秸秆燃烧的 N_2O 排放因子, N_{fieldb} 为田间直接焚烧的秸秆中所含氮量,由全国农户抽样调查的有关秸秆田间直接焚烧率数据和秸秆含氮量计算.

1.3 数据来源及校正

本次估算采用县级农业活动水平数据(包括农作物播种面积和产量、年平均温度和降水、氮肥消费量、早稻面积、冬水田面积、乡村人口数、耕地面积、年平均温度和降水等、家畜饲养量等)进行估算.活动水平数据主要来源于文献^[19, 20]以及中国农业科学院农业信息研究所.对某些缺失的县级数据,以年份相近的对应县级数据插补,或者市级数据按有县级数据年份的比例分配原则插补县级数据.

本研究估算所需要的主要农业参数(包括农作物经济系数及根冠比、农作物及其秸秆干重比、含氮量、经济系数、根冠比),秸秆用途,家畜及乡村人口年排泄氮量.各种含氮气体的排放因子,选用文献^[7, 13, 14, 17]中适用于川渝地区实际情况的相应参数.

1.3.1 农田 N_2O 直接排放因子

根据川渝地区地理、气候特点、农业生产方式、土壤类型等因素,确定川渝地区农田分类系统以及 N_2O 排放因子如表 1 所示.

1.3.2 农田间接排放以及田间秸秆燃烧排放因子

氮素淋溶和径流引起的 N_2O 排放因子直接采用 IPCC^[15]的默认值 0.025,农田秸秆燃烧的 N_2O 排放因子取 0.007^[7, 17].

1.3.3 粪便管理系统排放因子

粪便管理方式划分及相应的 N_2O 排放因子均采用 IPCC^[18]方法及其默认值(如表 2 所示).

2 结果与分析

由于本研究估算川渝地区农业生态系统 N_2O 排放的时间尺度较长,达 15 a(1990 ~ 2004 年),为便于结果分析与比较,以 5 a 为 1 个时期,共分 3 个时期,即 1990 ~ 1994、1995 ~ 1999、2000 ~ 2004 年,各时期的数据为 5 a 的平均值.

2.1 川渝地区农田 N_2O 排放

川渝地区的耕地年代变化规律、分布状况和氮肥的施用情况决定了川渝地区农田 N_2O 直接和间接排放量的区域分布规律以及年代变化规律(如表 3 所示). 1990 ~ 2004 年间耕地面积一直在减少,

表 1 川渝地区农田 N₂O 直接排放因子

Table 1 N₂O direct emission factors of croplands in Sichuan-Chongqing Region

区域	种植制度（熟制）	农田类型	N ₂ O 排放因子 ¹⁾		
			均值	低值	高值
Ⅰ区和Ⅱ区	四季旱地（一年两熟）	蔬菜地	0.008 7	0.001 1	0.022 5
		非蔬菜旱作地	0.008 7	0.001 1	0.022 5
	水稻（一年一熟）	水稻 + 早休闲	0.009 5	0.000 7	0.028 4
		水稻 + 冬水田	0.002 0	0.000 3	0.005 2
	水旱轮作（一年两熟）	旱作	0.028 0	0.012 5	0.043 4
		水稻	0.009 6	0.004 0	0.015 1
	双季稻（一年两熟）	双季稻 + 早休闲/绿肥	0.006 7	0.000 2	0.021 2
	四季旱地（一年两熟）	蔬菜地	0.008 7	0.001 1	0.022 5
Ⅲ区和Ⅳ区	四季旱地（一年两熟）	非蔬菜旱作地	0.008 7	0.001 1	0.022 5
		旱作	0.028 0	0.012 5	0.043 4
	水旱轮作（一年两熟）	水稻	0.009 6	0.004 0	0.015 1
		水稻 + 早休闲/绿肥	0.009 5	0.000 7	0.028 4
	水稻（一年一熟）	水稻 + 早休闲/绿肥	0.009 5	0.000 7	0.028 4

1) 数据来源于文献[7, 13, 14, 17]

表 2 川渝地区粪便管理系统 N₂O 排放因子^[18]

Table 2 N₂O emission factors of manure management systems in Sichuan-Chongqing Region

粪便处理方式	厌氧发酵	水冲	散落	固体贮存	放牧	燃烧	其他
排放因子	0.001	0.001	0	0.02	0.02	0.007	0.005

表 3 川渝地区耕地面积及农田氮输入

Table 3 Arableland area and N input in Sichuan-Chongqing Region

区域	年代	耕地 ¹⁾	化肥氮 ²⁾	粪肥氮 ²⁾	秸秆还田氮 ²⁾	其他 氮输入 ^{2), 3)}	总氮 输入 ²⁾
重庆地区	1990 ~ 1994	164.35	379.2	151.3	29.0	159.1	718.6
	1995 ~ 1999	159.94	434.8	152.6	30.5	205.8	823.7
	2000 ~ 2004	144.30	433.6	152.9	31.4	207.2	825.1
成都平原	1990 ~ 1994	350.57	872.7	395.4	64.1	407.3	1 739.5
	1995 ~ 1999	342.95	983.3	389.4	68.7	506.1	1 947.5
	2000 ~ 2004	310.26	1 023	420.6	69.1	537.3	2 050
川西南地区	1990 ~ 1994	84.28	126.3	85.3	13.0	58.6	283.2
	1995 ~ 1999	83.47	143.2	89.9	13.9	73.4	320.4
	2000 ~ 2004	78.62	142.6	97.6	15.0	76.6	331.8
川西北地区	1990 ~ 1994	26.56	26.7	20.8	2.4	10.7	60.6
	1995 ~ 1999	26.32	31.9	28.3	3.5	18.9	82.6
	2000 ~ 2004	23.21	32.4	29.3	2.5	19.9	84.1
川渝地区总计	1990 ~ 1994	625.75	1 404.9	652.7	108.5	635.7	2 801.8
	1995 ~ 1999	612.67	1 593.1	660.2	116.7	803.9	3 173.9
	2000 ~ 2004	556.40	1 631.5	700.5	117.9	841.3	3 291.2

1) 耕地面积单位为 10⁴ hm²; 2) 各种氮源单位都为 Gg/a; 3) 其他氮输入包括大气氮沉降、氮盈余、田间秸秆燃烧后的灰烬氮量

而农田氮输入量却没有相应减少,反而略有增加,使得川渝地区农田 N₂O 排放量及通量出现上述变化规律.

2.1.1 农田 N₂O 直接排放

川渝地区 1990 ~ 1994、1995 ~ 1999、2000 ~ 2004 年农田 N₂O 年平均直接排放量分别为 29.6(7.6 ~ 63.3)、33.0(8.4 ~ 71.8)、34.0(8.5 ~ 75.8) Gg/a, 平

均年排放通量分别为 4.73、5.39、6.11 kg/(hm²•a). 15 年间川渝地区 1995 ~ 1999、2000 ~ 2004 年耕地面积分别比上一个时期分别减少 13 × 10⁴ hm² 和 56 × 10⁴ hm², 而农田氮输入量却比上一个时期分别增加 372 和 117 Gg/a, 因此, 农田 N₂O 直接排放量在 1995 ~ 1999 年增加幅度大. 各县市(共 189 个)1990 ~

2004 年农田 N_2O 直接排放量及各县市排放通量如图 2 所示.

图 2 显示川渝地区, 无论是整个区域还是单个县市, 农田 N_2O 年直接排放量在 1995 ~ 1999 年时期内以较快速度增长, 而在 2000 ~ 2004 时期呈增长速度减缓, 且区域差别十分明显. 排放量 > 300 t/a 的县市在 1990 ~ 1994 年时期仅 29 个, 1995 ~ 1999 年时期增加到 35 个, 2000 ~ 2004 时期为 37 个. 这些高

排放的县市几乎全部集中在 I 区和 II 区, 这两地区 15 a 来, 年均农田 N_2O 直接排放量分别为 7.9 和 20.4 Gg/a, 分别占川渝地区年均农田 N_2O 直接排放量 24.6% 和 63.3%. 近 15 年来, III 区和 IV 区的农田 N_2O 直接排放量分为 3.1 和 0.8 Gg/a. III 区大多数县市农田 N_2O 直接排放量介于 30 ~ 180 t/a 之间, IV 区大部分县市的农田 N_2O 直接排放量基本在 30 t/a 以下.

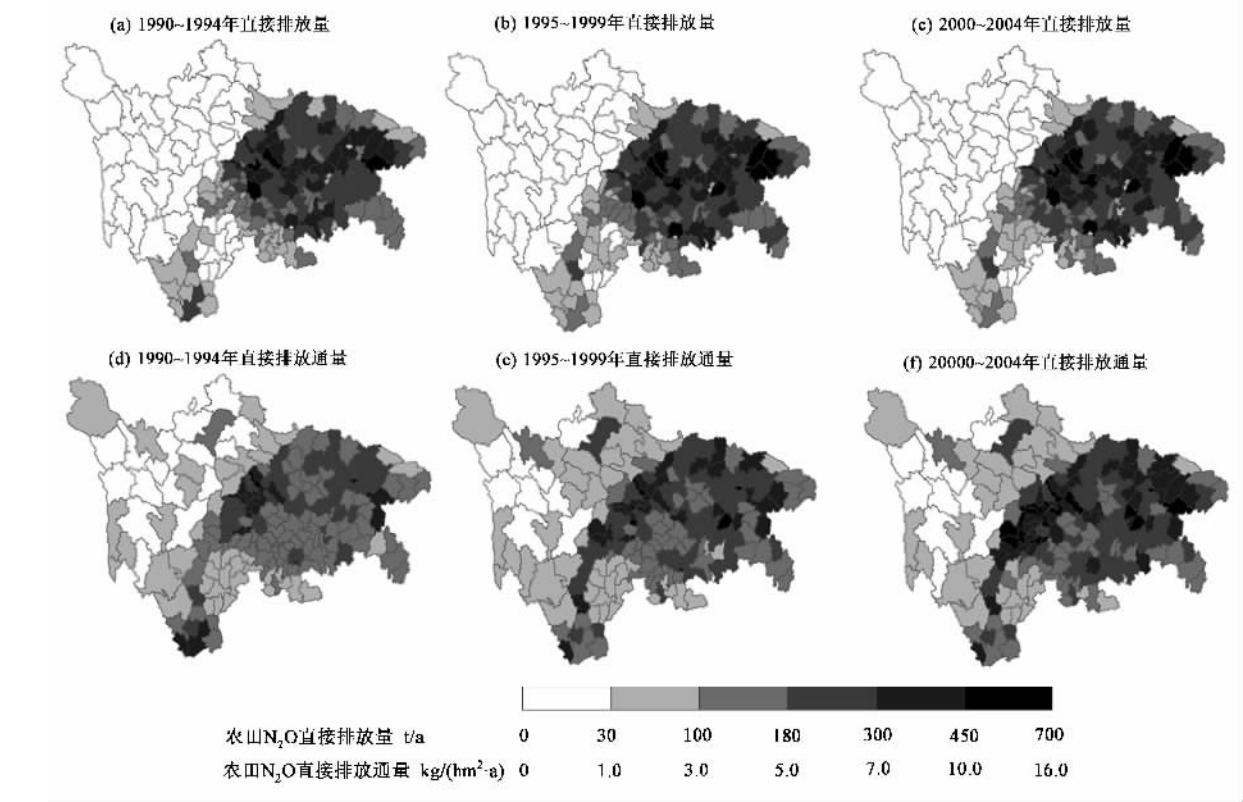


图 2 川渝地区农田 N_2O 直接排放量及其排放通量
Fig.2 N_2O emissions and N_2O fluxes from croplands in Sichuan-Chongqing Region

1990 ~ 2004 年间, 川渝地区农田 N_2O 年均排放通量亦呈现快速增长的趋势. 农田 N_2O 排放通量 > 7.0 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 的县市在 1990 ~ 1994 年时期只有 21 个, 而 1995 ~ 1999 年时期增加到 36 个, 2000 ~ 2004 时期则增加到了 58 个. 川渝地区农田 N_2O 排放通量区域差别十分明显. I 区和 II 区的排放通量相对较高, 平均排放通量分别为 5.10 和 6.12 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 而 III 区和 IV 区排放通量较低, 仅为 3.84 和 3.01 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$. 排放通量 > 7.0 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 的县市基本都集中在 I 区和 II 区. III 区除攀枝花、米易、西昌排放通量较高外, 其他县市排放通量大部分介于 2.0 ~ 5.0 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 之间. 而 IV 区除接近成都平原地区的雅安、汉源等排放通量较高外, 大部分县市的排放

通量基本都在 2.0 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 以下.

不同土地利用方式下, 川渝地区 1990 ~ 2004 年期间农田 N_2O 直接排放源结构的年代变化并不显著, 各区域的农田 N_2O 直接排放源结构也较为接近 (如图 3 所示). 水旱轮作对川渝地区农田 N_2O 排放的贡献很大, 占农田 N_2O 直接排放总量的 41.8% (旱作季节和水稻季节 N_2O 排放量相加). 农田旱作 (包括蔬菜地, 非蔬菜旱地, 和水旱轮作的旱作部分), 对川渝地区农田 N_2O 直接排放量的贡献量最大, 占农田 N_2O 直接排放总量的 81.4%.

2.1.2 川渝地区农田 N_2O 间接排放 (淋溶/径流引起 N_2O 排放)

川渝地区由于淋溶/径流引起的农田 N_2O 间接

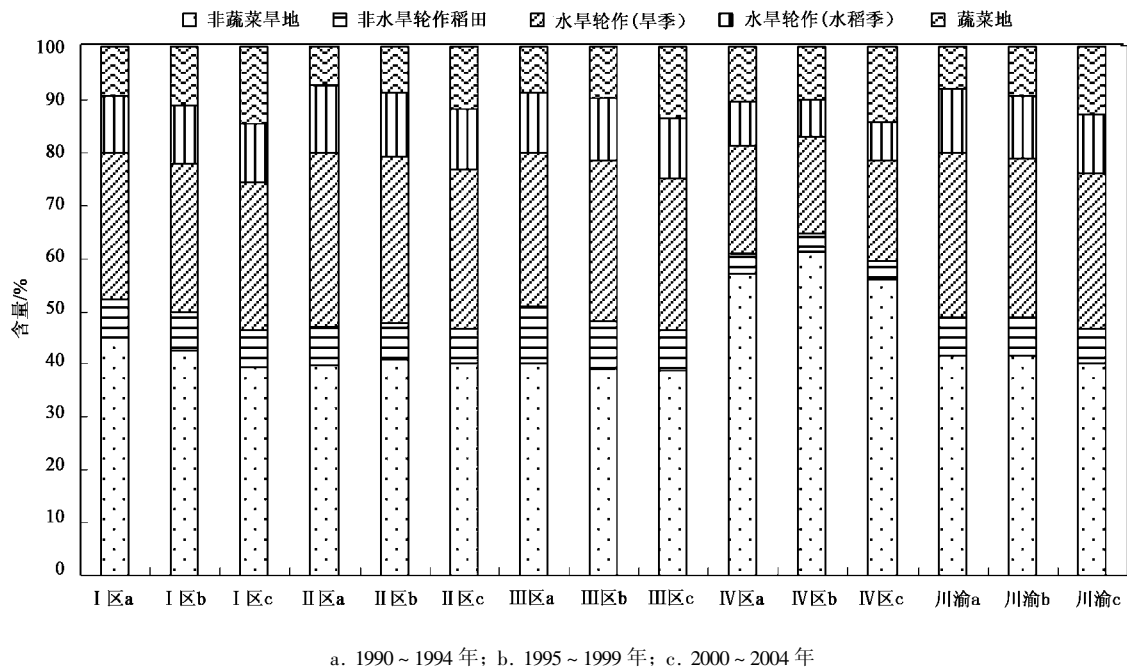


图3 川渝地区农田 N₂O 直接排放源结构

Fig.3 N₂O emission structure from croplands in Sichuan-Chongqing Region

排放的年平均排放量为 10.8 Gg/a,其年代变化规律和区域分布的情况与农田直接排放类似(表 4).由于 I 区和 II 区的耕地面积以及氮肥消费量都比较大,因此这两区为农田 N₂O 间接排放较大,分别占川渝地区农田 N₂O 间接排放总量的 26.9% 和 60.4% .

表 4 川渝地区农业生态系统各种源的 N₂O 排放量/t·a⁻¹

Table 4 Sources of N₂O emission from agroecosystem in Sichuan-Chongqing Region/t·a⁻¹

区域	年份	农田直接	农田间接	非放牧粪便管理	放牧排放	田间秸秆	总排放量
重庆地区	1990 ~ 1994	7 196	2 580	1 197	771	32	11 777
	1995 ~ 1999	8 250	3 048	1 239	900	35	13 471
	2000 ~ 2004	8 300	3 120	1 279	1 126	35	13 860
成都平原	1990 ~ 1994	18 965	5 985	3 427	1 122	56	29 555
	1995 ~ 1999	20 691	6 636	3 538	1 358	60	32 284
	2000 ~ 2004	21 488	6 998	4 089	1 622	59	34 256
川西南地区	1990 ~ 1994	2 829	996	737	1 961	11	6 534
	1995 ~ 1999	3 258	1 121	814	2 212	12	7 417
	2000 ~ 2004	3 346	1 192	943	2 771	12	8 264
川西北地区	1990 ~ 1994	613	224	221	3 380	2	4 439
	1995 ~ 1999	818	292	342	3 587	3	5 042
	2000 ~ 2004	839	300	363	4 101	2	5 606
川渝地区	1990 ~ 1994	29 603	9 785	5 583	7 234	101	52 306
	1995 ~ 1999	33 017	11 097	5 933	8 058	109	58 214
	2000 ~ 2004	33 973	11 610	6 674	9 621	108	61 986

2.2 川渝地区粪便管理系统 N₂O 排放

本研究将川渝地区粪便管理系统 N₂O 排放分为非放牧粪便管理系统 N₂O 排放和放牧 N₂O 排放. 两者的排放量在 1990 ~ 2004 年间一直呈增长趋势

(表 4).1990 ~ 2004 年期间,川渝地区非放牧粪便管理系统 N₂O 年平均排放量为 6.1 Gg/a,主要来源于 I 区和 II 区,排放量分别占非放牧粪便管理系统 N₂O 排放总量的 20.4% 和 60.8% .这与 I 区和 II 区

人口密集, 畜禽多采用圈养或集约化养殖有很大关系. 1990~2004 年期间川渝地区由放牧产生 N_2O 年平均排放量为 8.3 Gg/a , 其区域分布与其它源不同, 主要分布在Ⅲ区和Ⅳ区, 排放量分别占放牧 N_2O 排放总量的 27.9% 和 44.4%, 主要原因是Ⅲ区和Ⅳ区的牧业较为发达.

2.3 川渝地区秸秆田间燃烧 N_2O 排放

秸秆田间燃烧相对农业生态系统其它 N_2O 排放源, 产生的 N_2O 排放量很小, 年平均排放量仅为 106 t/a , 主要排放来源于Ⅰ区和Ⅱ区, 两地区合计占川渝地区秸秆田间燃烧 N_2O 排放总量的 86%. 另外, 虽然秸秆田间燃烧的 N_2O 排放量较少, 但是其

排放属于短时间、高通量排放, 短时间内易对大气环境造成污染.

2.4 川渝地区农业生态系统总 N_2O 排放量

川渝地区 1990~1994、1995~1999、2000~2004 年农业生态系统(包括农田直接、间接排放, 田间秸秆燃烧排放, 粪便管理系统以及放牧排放) N_2O 年平均排放量一直呈增长趋势, 分别为 52.3, 58.2, 62.0 Gg/a . 主要排放地区为Ⅰ区和Ⅱ区, 分别占总量的 22.7% 和 55.7%. Ⅲ区和Ⅳ区年平均排放量仅占总量的 12.9% 和 8.7% (表 4). 川渝地区 1990~2004 年农业生态系统 N_2O 排放量区域分布情况如图 4 所示.

川渝地区农业生态系统 N_2O 年排放量 $> 450 \text{ t/a}$

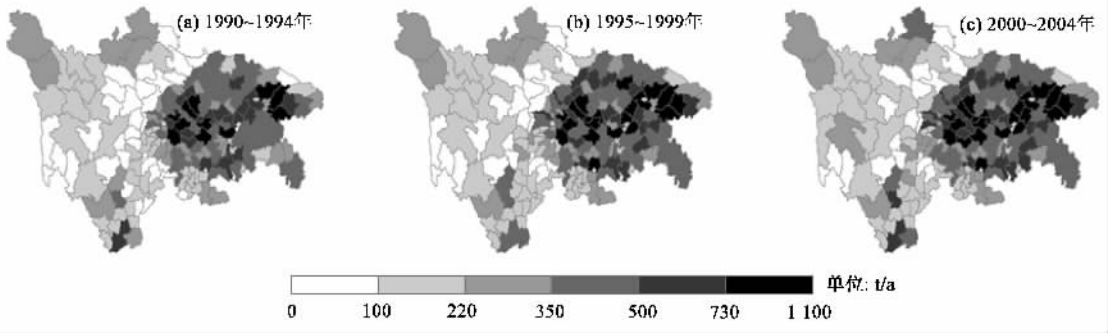


图 4 1990~2004 年川渝地区农业生态系统 N_2O 排放

Fig.4 N_2O emissions of agricultural ecosystem from Sichuan-Chongqing Region during 1990-2004

的县市在 1990~1994 仅有 29 个, 而到了 1995~1999 年增加到了 39 个, 2000~2004 则为 46 个. 除了会里、泸县 2 个县市属于Ⅲ区外, 其他高排放县市全部都集中在Ⅰ区和Ⅱ区. 这 2 个区域绝大部分县市排放量都在 300 t/a 以上. Ⅳ区农业生态系统的 N_2O 排放量是所有区域中最少的, 该地区很多县市排放量都在 100 t/a 以下. Ⅲ区大部分县市的排放量在 $200 \sim 300 \text{ t/a}$ 之间.

1990~2004 年间川渝地区农业生态系统 N_2O 排放源结构年代差异较小, 但各地区间 N_2O 排放源结构有较大差异, 其中Ⅰ区和Ⅱ区类似, 都是农田 N_2O 排放处于主导地位. Ⅰ区和Ⅱ区农田 N_2O 直接排放分别占该地区整个农业生态系统 N_2O 排放量的 60.7% 和 63.6%. Ⅳ区的 N_2O 排放源结构与以上 2 个区域有较大差异, 该地区放牧 N_2O 排放处于主导地位, 放牧 N_2O 排放量占该地区整个农业生态系统 N_2O 排放量的 73.4%. Ⅲ区的情况则是农田排放依然是主要排放源, 但与Ⅰ区和Ⅱ区相比所占比例大大降低, 农田 N_2O 直接排放量占Ⅲ区农业生态系

统 N_2O 排放量的 42.5%. 整个川渝地区秸秆田间燃烧的 N_2O 排放贡献 $< 0.3\%$.

2.5 讨论

卢燕宇等^[15] 根据观测数据建立旱田 N_2O 排放量与化肥氮施用量及年降水量的关系式, 采用经验模型法估算了旱田 N_2O 直接排放量, 采用化肥氮输入量和排放系数的方法估算了水稻田 N_2O 的排放, 估算的结果为 1997 年川渝地区农田 N_2O 直接排放量为 19.3 Gg/a , 四川盆地即本研究所指的Ⅰ区和Ⅱ区是一个明显的排放中心^[15]. 王效科等^[16] 采用 DNDC 模型估算出该地区 1990 年农田 N_2O 直接排放量为 35.0 Gg/a , 川藏地区(包括本研究中的Ⅳ区)是一个明显的排放中心. 本研究采用 IAP-N 模型估算出的 1990 和 1997 年川渝地区农田 N_2O 直接排放量分别为 27.5 和 33.6 Gg/a , 与卢燕宇等的估算量有一定的差距, 但区域分布情况相同; 与王效科等估算的结果相当, 但区域分布不同. 农田 N_2O 排放通量受土地利用方式、降水、温度等的影响. 同一地区旱田 N_2O 排放通量明显高于水稻田, 而同是水稻田,

水旱轮作 N_2O 排放通量明显高于其他方式的排放通量^[21,22]. 而卢燕宇等^[15]的估算方法只是将农田简单的划分成水田和旱田, 没有将不同类型的农田分开, 导致估算结果会有较大的误差. 王效科等^[16]得出川西北地区高排放, 可能原因是农田粪肥施用量是按家畜饲养量的排泄氮量的 20% 计算. 而川西北地区的实际情况是牧业发达耕地稀少, 该地区的农家肥施用量远较王效科等^[16]估算时使用的用量低.

由于目前关于川渝地区农田 N_2O 排放因子的观测数据还较为缺乏, 本研究在估算时借鉴了其他地区(如长江流域的苏州、贵阳和鹰潭, 年平均气温分别为 17.5、15 和 18.9℃, 年平均降水为 1 051、1 115 和 1 561 mm)的排放因子观测数据. 由于农田 N_2O 的排放具有很大的时空变异性, 在大尺度条件下与降水及气温呈显著正相关, 与土壤 pH 值、有机碳及 N 含量无显著相关^[23~25]. 考虑到川渝地区自然地理, 气候概况情况复杂性, 本研究根据以往的研究成果, 欲提出一套简单的农田 N_2O 直接排放因子矫正方法, 用矫正后的 N_2O 直接排放因子重新估算川渝地区农田 N_2O 直接排放, 在此仅供讨论和参考.

卢燕宇等^[15]研究显示, 在很宽温度范围内, 农

田 N_2O 直接排放因子 EF_1 与降水呈显著正相关. 徐文彬等^[24]在同一地点观测结果显示, 旱田(除休耕地外) N_2O 排放通量对年均气温变化的响应接近于线性正相关, 亦即同一地点 N_2O 排放因子 EF_1 与年均气温呈正相关. 因此, EF_1^2 与温度和降水乘积呈正相关. 当本研究采用气候和耕作制度相近、有观测值的其他站点数据来估算没有观测值地点的农田 N_2O 排放时, 笔者将引入年均温度和降水来做简单矫正, 如式(5)所示.

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{direct}} = \sum_{k=1}^s \sum_{j=1}^q \sum_{i=1}^r (\text{N}_i \times \text{EF}_{1i}) \times \sqrt{(T_1/T_0) \times (P_1/P_0)} \quad (5)$$

式中, T_1 为估算区域年平均温度, ℃; P_1 为估算区域年平均降水 mm, T_0 、 P_0 为采用有观测值农田 N_2O 排放因子的当地当年的年平均温度及降水.

式(5)显示, 当温度相同时, 体现降水对 N_2O 排放因子的影响; 当降水相同时, 体现温度对 N_2O 排放因子的影响. 这样, 对于川渝地区农田 N_2O 排放估算结果, 尤其在空间分布方面也许会更加符合实际情况. 矫正前后估算结果比较如图 5 和表 5 所示.

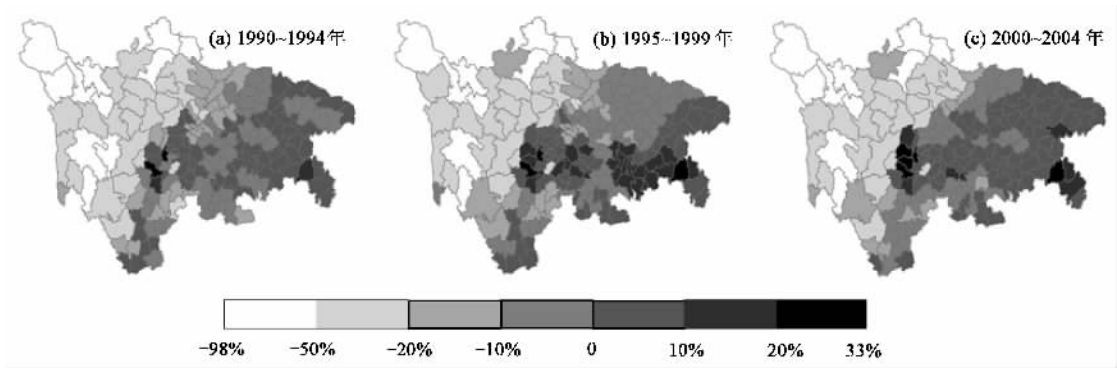


图 5 农田 N_2O 直接排放量矫正后与矫正前结果比较

Fig.5 Comparison of N_2O direct emission from croplands after and before correction

表 5 农田 N_2O 直接排放估算校正结果前后比较/ $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$

Table 5 Calibration results with uncorrected results/ $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$

地区	1990 ~ 1994 年			1995 ~ 1999 年			2000 ~ 2004 年		
	矫正前	矫正后	差异/%	矫正前	矫正后	差异/%	矫正前	矫正后	差异/%
重庆地区	7 196	7 449	3.51	8 250	9 016	9.28	8 300	8 911	7.37
成都平原	18 965	18 328	- 3.36	20 691	19 805	- 4.28	21 488	21 436	- 0.24
川西南地区	2 829	2 752	- 2.75	3 258	3 249	- 0.26	3 346	3 220	- 3.78
川西北地区	613	596	- 2.72	818	826	0.90	839	868	3.46
川渝地区总计	29 603	29 125	- 1.61	33 017	32 896	- 0.37	33 973	34 435	1.36

3 个时期,川渝地区各县农田 N_2O 直接排放量估算结果在矫正前后具有一定差异.经矫正后,川西北地区(Ⅳ区)部分县农田 N_2O 直接排放量估算量比矫正前降低了 50% ~ 98%,大部分县的农田 N_2O 直接排放估算量比矫正前降低 20% ~ 50%,主要分布在阿坝州和甘孜州,而该区的雅安及其管辖地农田 N_2O 直接排放增加了 13% ~ 19%;Ⅰ、Ⅱ区矫正前后的结果普遍在 $\pm 10\%$ 范围变化,少数县比矫正前提高 10% ~ 33%.在时空分布上,上述结果在一定程度上体现了温度、降水对农田 N_2O 直接排放的共同效应.但是,在大区域尺度上,虽然对阿坝州和甘孜州农田 N_2O 直接排放在矫正前出现了过高估计,由于川西北地区(Ⅳ区)农田 N_2O 直接排放较低,对整个川渝地区农田 N_2O 直接排放影响不大(表 5).从 15 a 的时间尺度来看,矫正后,重庆地区和川西北地区估算结果分别提高了 6.87% 和 0.85%,而成都平原和川西南地区则下降了 2.58% 和 2.25%.

3 结论

(1)川渝地区农业生态系统(包括农田直接、间接排放,田间秸秆燃烧排放,粪便管理系统以及放牧排放)的排放量,及农田 N_2O 排放通量 1995 ~ 1999 年间比 1990 ~ 1994 年间有较大幅度增长.2000 ~ 2004 年期间,农田 N_2O 排放量增长呈现停滞状态, N_2O 排放通量增长速度未出现减缓趋势.

(2)川渝地区农田旱作(包括蔬菜地,非蔬菜旱地和水旱轮作的旱作部分)对川渝地区农田 N_2O 直接排放量的贡献量最大,占农田 N_2O 直接排放总量的 81.4%,其次为水旱轮作,其 N_2O 直接量排放占农田 N_2O 直接排放总量 41.8%.

(3)川渝地区农业生态系统 N_2O 主要排放地区为重庆地区(Ⅰ区)和成都平原(Ⅱ区).从排放源结构看,川西北地区(Ⅳ区)放牧排放处于主导地位.其他 3 个区域均以农田直接排放处于主导地位.

(4)由于目前缺乏川渝地区农田 N_2O 试验观测数据, N_2O 排放因子不清楚,导致农田 N_2O 估算量的不确定性较大.建议加强田间观测,包括观测季节的完整性、较高的观测频率、无氮对照、多田间处理试验等,以减少 N_2O 排放因子的不确定性.

参考文献:

[1] Inamori Y, Hasomi M, Sudo R. Greenhouse effect gas control producing from waste water treatment process[J]. Water Waste,

- 1991, **33**(2): 28-34.
- [2] Delgada J A, Mosier A R. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxide emissions and urea- nitrogen loss and their effect on methane flux[J]. J Environ Qual, 1999, **28**(6): 1105-1111.
- [3] IPCC WGI. Third Assessment Report : Summary to Policymakers [R]. New York: Cambridge Univ Press, 2001. 152-166.
- [4] Solomon S, Qin D, Manning D, *et al.* Climate change 2007: the physical science basis [M]. Cambridge University Press, United Kingdom, 2007.
- [5] Kroeze C, Mosier A, Bouwman L. Closing the global N_2O budget: A retrospective analysis 1500-1994 [J]. Global Biogeochem Cycles, 1999, **13**: 1-8.
- [6] Mosier A, Kroeze C. A new approach to estimate emissions of nitrous oxide from agriculture and its implications for the global N_2O budget [J]. IGBP Newsletter, 1998, **34**: 8-13.
- [7] 中华人民共和国关于气候变化的初始国家信息通报[R]. 北京:中国计划出版社, 2004.13-22.
- [8] Li C, Narayanan V, Harriss R C. Nitrous oxide emissions in 1990 from agricultural lands in the United States [J]. Global Biogeochem Cycles, 1996, **10**: 297-306.
- [9] Parton W J, Holland E A, Del Grosso S J, *et al.* Generalized model for NO_x and N_2O emission from soils [J]. Geophys Res, 2001, **106** (D15): 17403-17419.
- [10] Li Y D, Chen Y, Zhang R, *et al.* Comparison of three modeling approaches for simulating denitrification and nitrous oxide emissions from loam-textured arable soils[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2005, **19**: GB3002, doi: 10.1029/2004GB002392.
- [11] IPCC, OECD, IEA. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[R]. Paris: The Organ Coop Dev Paris, 1997.
- [12] IPCC WGI. Fourth Assessment Report: Summary to Policymakers [R]. 2007.
- [13] Zheng X H, Fu C B, Xu X K, *et al.* The Asian nitrogen cycle case study [J]. Ambio, 2002, **31**: 79-87.
- [14] Zheng X H, Liu C Y, Han S H. Description and Application of a Model for Simulating Regional Nitrogen Cycling and Calculating Nitrogen Flux Advances in Atmospheric sciences [J]. Advances in Atmospheric Sciences, 2008, **25**(2): 181-201.
- [15] 卢燕宇,黄耀,张稳,等. 基于 GIS 技术的 1991 ~ 2000 年中国农田化学氮源一氧化二氮直接排放量估计 [J]. 应用生态学报, 2007, **18**(7): 1539-1545.
- [16] 王效科,李长生. 中国农业土壤 N_2O 排放量估算 [J]. 环境科学学报, 2000, **20**(4): 483-488.
- [17] Zheng X H, Han S H, 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**: doi: 10.1029/2003Gb002167.
- [18] IPCC. Climate Change 2001-Synthesis Reports: Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press [R]. 2001.
- [19] 四川省农牧厅. 1990 ~ 1995 四川农牧业统计资料[R]. 1991-1996.

- [20] 中国统计局.1990~2004 四川省统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,1991-2005.
- [21] Jiang C S, Wang Y S, Zheng X H, *et al.* Methane and Nitrous Oxide Emissions from Three Paddy Rice Based Cultivations Systems in Southwest China [J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2006, **23** (3): 415-424.
- [22] 徐文彬,洪业汤,陈旭辉,等. 贵州省旱田土壤 N₂O 释放及环境影响因素 [J]. 环境科学,2000, **21**(1):7-11.
- [23] 卢宇燕,黄耀,郑循华. 农田氧化亚氮排放系数研究[J]. 生态学报,2005, **16**(7):1299-1302.
- [24] 徐文彬,刘维屏,刘广深. 温度对旱田土壤 N₂O 排放的影响研究 [J]. 土壤学报,2002, **39**(1):1-8.
- [25] 徐文彬,洪业汤,陈旭辉,等. 未来气候变化对旱田生态系统释放的潜在影响 [J]. 中国环境科学,1999, **19**(5):387-391.