

DOI: 10.20103/j.stxb.202312152735

秦硕璞, 李婷, 张雅京, 杨森, 郝一涵, 汪明明, 马欣悦, 王辰星, 严岩. 中国农业源非 CO₂ 温室气体排放核算. 生态学报, 2024, 44(17): 7536-7551.

Qin S P, Li T, Zhang Y J, Yang M, Hao Y H, Wang M M, Ma X Y, Wang C X, Yan Y. Calculation of non-CO₂ greenhouse gas emissions from Chinese agricultural sources. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(17): 7536-7551.

中国农业源非 CO₂ 温室气体排放核算

秦硕璞^{1,2}, 李 婷³, 张雅京⁴, 杨 森⁵, 郝一涵³, 汪明明³, 马欣悦³, 王辰星^{1,*}, 严 岩¹

1 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 落基山研究所, 北京 100020

4 生态环境部环境发展中心, 北京 100029

5 北京市规划和自然资源委员会政务服务中心, 北京 101160

摘要: 中国作为传统的农业大国, 高消耗、高投入、高需求的农业发展模式推动着中国农业非 CO₂ 温室气体排放总量持续增长。农业源非 CO₂ 气体以极具增温潜势的 CH₄ 和 N₂O 为主, 控制农业源非 CO₂ 温室气体排放是我国实现农业绿色发展和“双碳”目标的重要环节。我国农业系统非 CO₂ 温室气体核算尚处于不断探索完善的过程之中, 在估算方法、模型参数等方面还未形成一套完整和公认的体系。研究参考 IPCC 分类法建立了适用于中国农业系统的, 包括种植业、畜牧业和农业废弃物的农业非 CO₂ 温室气体排放核算体系。以 2020 年为基准对中国农业温室气体排放情况进行了核算。结果显示, 我国农业系统非 CO₂ 温室气体排放总量为 62801.68 万 t CO₂-e, CH₄ 是农业系统排放贡献最大的温室气体。我国农业系统温室气体排放类型具有明显的空间分异特征; 西北、华北、西南以畜牧业温室气体为主导, 华东、华南地区以种植业为主导, 东北、华中地区较为特殊, 主导类型相对复杂; 农业废弃物排放主要分布在东北、华东地区。研究所构建的温室气体核算体系可充分体现我国农业温室气体排放现状, 体现各省域农业温室气体排放结构, 有利于各区域制定有针对性的农业规划政策, 可为降低我国农业温室气体核算研究中的不确定性、为碳中和实现过程中明确农业系统的温室气体贡献提供方法支持与数据基础。

关键词: 非 CO₂ 温室气体; 农业系统; 温室气体排放核算; 气候变化

Calculation of non-CO₂ greenhouse gas emissions from Chinese agricultural sources

QIN Shuopu^{1,2}, LI Ting³, ZHANG Yajing⁴, YANG Miao⁵, HAO Yihan³, WANG Mingming³, MA Xinyue³, WANG Chenxing^{1,*}, YAN Yan¹

1 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 Rocky Mountain Institute, Beijing 100020, China

4 Environmental Development Center of the Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100029, China

5 Government services center of Beijing Municipal Commission of Planning and Natural Resources, Beijing 101160, China

Abstract: As a traditional agricultural powerhouse, China's agricultural development model characterized by high consumption, high input, and high demand continues to drive the continuous increase in China's total non-CO₂ greenhouse gas emissions from agriculture. Non-CO₂ gases from agricultural sources, predominantly CH₄ and N₂O with high warming

基金项目: 国家自然科学基金 (42101250); 中国科学院战略性先导科技专项 (A 类) (XDA23030101)

收稿日期: 2023-12-15; **网络出版日期:** 2024-06-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: cxwang@rcees.ac.cn

限于数据的可获取性, 本研究尚未含中国港澳台统计数据。

potential, are the main contributors. Controlling non-CO₂ greenhouse gas emissions from agricultural sources is a crucial aspect for China to achieve agricultural green development and its “dual-carbon” goals. The accounting of non-CO₂ greenhouse gases in China’s agricultural system is still in a process of continuous exploration and improvement, with no complete and universally recognized system established yet in terms of estimation methods and model parameters. This study, referencing the IPCC classification method, established an accounting system for non-CO₂ greenhouse gas emissions from agriculture tailored to the characteristics of China’s agricultural system, including crop cultivation, animal husbandry, and agricultural waste, and conducted an assessment of China’s agricultural greenhouse gas emissions in 2020 as the baseline. The results showed that the total non-CO₂ greenhouse gas emissions from China’s agricultural system amounted to 62801.68 ten thousand tons of CO₂-e, with CH₄ being the largest contributor, accounting for 71% of the total emissions. In terms of individual emission categories, emissions from livestock farming reached 33,205.34 ten thousand tons of CO₂-e, exceeding 50% of the total emissions, followed by emissions from crop production at 28,617.93 ten thousand tons of CO₂-e; agricultural waste emissions were relatively low, at only 978.42 ten thousand tons of CO₂-e. The types of greenhouse gas emissions from China’s agricultural system exhibited obvious spatial differentiation characteristics; emissions from livestock farming dominated in the northwest, north China, and southwest, while emissions from crop production dominated in east China and south China. The northeast and central China regions were relatively special, with a mixture of emissions from livestock farming and crop production, as well as dual dominance of emissions from crop cultivation and animal husbandry. Agricultural waste emissions were mainly concentrated in the northeast and east China regions, where crop production was relatively developed. The greenhouse gas accounting constructed in this study fully reflects the current status of China’s agricultural greenhouse gas emissions and the emission structure of agricultural greenhouse gases in each province, which is conducive to the formulation of targeted agricultural planning policies in various regions. It also provides methodological support and data basis for reducing uncertainties in Chinese agricultural greenhouse gas accounting research and clarifying the contribution of the agricultural system to carbon neutrality.

Key Words: non-CO₂ greenhouse gases; agricultural system; greenhouse gas emissions accounting; climate change

气候变化问题深刻影响着全球政策制定、社会稳定和可持续发展^[1]。科学界普遍认为造成全球气候变暖的原因 90% 以上来自人类活动导致的温室气体排放。农业作为国民经济中最重要的物质生产部门,其带来的庞大的温室气体排放不能被忽略^[2]。与其他温室气体排放源不同,农田中的非木材生物量二氧化碳年度清除与通过生物量的排放是平衡的,因而农业系统应重点考虑具有较高的全球升温潜势、对温室效应影响极为显著的非 CO₂ 气体排放——甲烷(CH₄)和氧化亚氮(N₂O)^[3-4]。根据联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)的统计数据,全球约有 1/5 的温室气体来自农业排放,且这一比例正在逐年递增,对全球变暖有着不可忽视的影响^[5]。

中国是全球农业生产温室气体排放的主要贡献国,农业生产活动是我国除能源消耗和工业生产过程外最大的人类温室气体排放源^[6]。相较于能源活动和工业系统,农业减排成本较低,可以通过退耕还林、更改管理措施等方法有效减少 CH₄ 和 N₂O 的排放^[7-8],被视为减缓温室气体排放的重要部分。我国在近年来也出台了《“十四五”全国农业绿色发展规划》《农业农村减排固碳实施方案》《甲烷排放控制行动方案》等一系列政策,大力强调农业温室气体减排的重要性。目前,我国正处于实现“双碳”目标的关键期、窗口期,农业减排势在必行^[9]。因此,精准的核算农业源 CH₄ 和 N₂O 的排放现状,探究不同省域的温室气体排放特征,对实现我国“双碳”减排目标具有重要意义。

在核算体系方面,农业系统具有多元化、非点源化的特征,因此学者常从自己研究的重点出发,对核算项目进行选择,多计算水稻种植 CH₄ 排放、禽畜肠道发酵、粪便管理 CH₄ 和 N₂O 排放、农业用地 N₂O 排放^[10-14]。部分学者也会将农业废弃物田间焚烧带来的温室效应进行计算,但该项目往往被遗漏,导致核算结果与中国

实际情况有一定差距^[15-16]。在核算方法方面,排放系数法是如今最为常用的方法,该方法可用于宏观、中观、微观各个层次,排放系数易受农业生产管理方式等因素的影响,具有一定的不确定性^[17-18]。虽然相关研究已经十分丰富,但中国不同学者进行研究所选择的排放系数尚不统一,不同来源的温室气体排放系数之间的差异十分明显,常出现数量级程度的差距,难以精确的描绘各省域的农业温室气体排放特征。

基于此,本文在 IPCC、全球碳排放数据库、国家温室气体排放清单的基础上,结合中国农业系统的现状,制定一个适宜我国的农业系统生产现实条件的非 CO₂ 温室气体排放框架。针对各排放项目,确定符合我国农业发展现状的温室气体排放系数,进而获得相对精确的我国各省域温室气体核算结果,为明确各省域的农业温室气体排放现状,未来针对性的制订各省域的农业减排政策提供数据参考。

1 农业非 CO₂ 温室气体排放的核算框架

IPCC 分类法是较为公认的农业温室气体核算分类方法,现有碳排放数据库和国家温室气体排放清单的核算框架也多以此为基础,但在具体的核算项目的分类方式上略有差异(表 1)。例如,粮农组织企业统计理论数据库(FAOSTAT)的分类倾向于温室气体排放源的类别而非排放方式^[19]。全球大气研究排放数据库(EDGAR)数据库在农业直接 N₂O 排放以及火灾的相关核算方面较为欠缺^[20]。

表 1 IPCC、FAOSTAT、EDGAR 与国家温室气体排放清单核算边界
Table 1 IPCC, FAOSTAT, EDGAR, and National greenhouse gas inventory accounting boundaries

排放项目 Emission categories	联合国政府间气候变化 专门委员会 IPCC	联合国粮农组织统计数 据库 FAOSTAT	全球大气研究排放数 据库 EDGAR	国家温室气体清单 National greenhouse gas inventory
农业 Agriculture	粪便管理	粪便管理	粪便管理	粪便管理
	肠道发酵	肠道发酵	肠道发酵	肠道发酵
	燃烧残留物	燃烧残留物	燃烧残留物	农业废弃物田间焚烧
	水稻栽培	水稻栽培	水稻栽培	水稻种植
	无机氮肥	合成肥料	合成肥料	合成肥料
	焚烧稀树草原	稀树草原大火		稀树草原大火
	作物残体	作物残体		农业用地
	牧场残留粪便	牧场残留粪便		
	施用于土壤的肥料	施用于土壤的肥料	间接 N ₂ O 排放	
	排水有机土壤	排水有机土壤		
	有机土耕作			

IPCC:联合国政府间气候变化专门委员会 Intergovernmental panel on climate change; FAOSTAT:联合国粮农组织统计数据库 Food and agriculture organization corporate statistical database; EDGAR:全球大气研究排放数据库 Emissions database for global atmospheric research

本文以 IPCC 分类法为基础,参考相关研究的分类结果,结合中国农业温室气体排放状况综合确定核算边界(图 1):农业系统可分为种植业、畜牧业和农业废弃物三个主要部分。种植业温室气体排放主要关注水稻种植产生的 CH₄、农业用地产生的 N₂O;畜牧业排放包括畜禽的肠道发酵产生的 CH₄及粪便管理产生的 N₂O;农业废弃物部分则主要考虑农业废弃物田间焚烧产生的 CH₄和 N₂O。

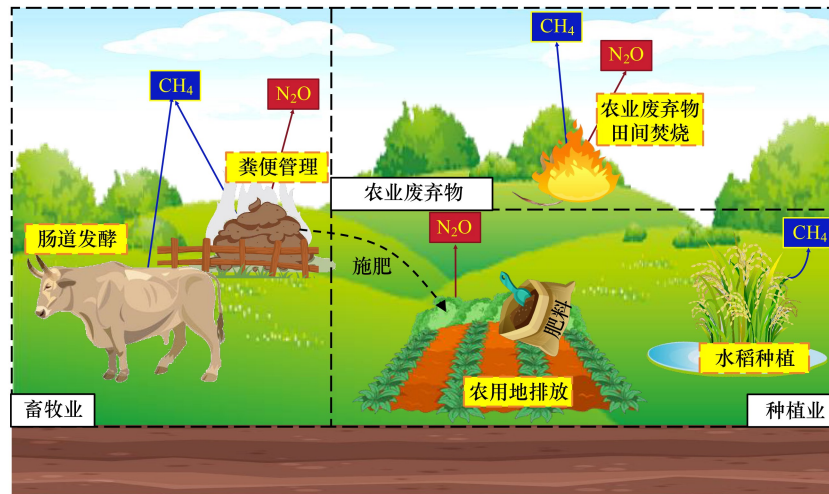
2 农业非 CO₂ 温室气体排放核算方法与数据来源

2.1 核算方法及排放系数选择

本文对中国农业系统非 CO₂ 温室气体排放的核算采用排放因子法:

$$E = \sum E_i = \sum AD_i \times EF_i \tag{1}$$

式中, E 为农业系统非 CO₂ 温室气体排放总量, E_i 为第 i 种排放源的温室气体排放量, AD_i 为第 i 种排放源的排放因子, EF_i 为第 i 种排放源的温室气体排放系数。为了便于核算,本研究根据 IPCC 第四次评估报告,选取

图1 农业系统非 CO₂ 温室气体排放核算边界示意图Fig.1 Agricultural system non-CO₂ greenhouse gas emission accounting boundary diagram

CH₄ 全球变暖潜势值为 25、N₂O 全球变暖潜势值为 298, 统一核算单位为 CO₂ 当量, 即: CO₂-e。

2.1.1 种植业温室气体排放核算

(1) 水稻种植 CH₄ 排放核算

水稻种植产生的 CH₄ 排放是中国农业部门温室气体排放的重要组成部分, 超过总排放量的五分之一^[21]。本文选取《省级温室气体清单编制指南(试行)》(简称《省级指南》)提供的稻田甲烷排放系数进行计算(表 2)^[22]。

表 2 各区 2005 年稻田甲烷排放因子/(kg/hm²)

Table 2 Methane emission factors for paddy fields in different regions in 2005

区域 Region	单季稻 Single-season rice	双季早稻 Double-season early rice	双季晚稻 Double-season late rice
华北 North China	234		
华东 East China	215.5	211.4	224
中南华南 South central China	236.7	241	273.2
西南 Southwest China	156.2	156.2	171.7
东北 Northeast China	168		
西北 Northwest China	231.2		

(2) 农业用地温室气体排放核算

农业用地温室气体排放包括直接排放和间接排放两部分。

$$N_{N_2O} = \sum N_{\text{输入}} \times EF \quad (2)$$

式中, N_{N_2O} 为农用地 N₂O 排放总量; $N_{\text{输入}}$ 为各排放过程氮输入量; EF 为对应的 N₂O 排放因子(单位: kg N₂O-N/kg N 输入量)。

(1) 农业用地直接 N₂O 排放

直接 N₂O 排放由施入到土壤中的有机肥料氮、作物秸秆氮和化肥氮组成, 具体如下^[14, 22]:

$$N_{\text{直接}} = (N_{\text{化肥}} + N_{\text{有机}} + N_{\text{秸秆}}) \times EF_{\text{直接}} \quad (3)$$

式中, $N_{\text{直接}}$ 为农用地直接 N₂O 排放量, $N_{\text{有机}}$ 为施入有机肥料的含氮量, $N_{\text{秸秆}}$ 为施入秸秆含氮量, $N_{\text{化肥}}$ 为施入化肥含氮量, $EF_{\text{直接}}$ 为直接 N₂O 排放因子(表 3)。

表 3 不同区域农用地氧化亚氮直接排放因子默认值

Table 3 Default values of nitrous oxide direct emission factors for different regional croplands

区域 Region	氧化亚氮直接排放因子/(kg N ₂ O-N/kg N 输入量) Nitrous oxide direct emission factor
内蒙古、新疆、甘肃、青海、西藏、陕西、山西、宁夏	0.0056
黑龙江、吉林、辽宁	0.0114
北京、天津、河北、河南、山东	0.0057
浙江、上海、江苏、安徽、江西、湖南、湖北、四川、重庆	0.0109
广东、广西、海南、福建	0.0178
云南、贵州	0.0106

1) 化肥含氮量

化肥含氮量的计算涉及氮肥、复合肥两类。氮肥含氮量以统计年鉴中的氮肥折纯量为依据,复合肥以 30%作为含氮比例^[13]。

2) 有机肥料含氮量

有机肥料可细分为粪肥、饼肥、以及绿肥。由于绿肥仅占总肥料使用比例的 2%以下,因此主要考虑粪肥、饼肥的温室气体排放^[23]。

粪肥是用人或禽畜的粪便直接或经过堆肥处后施入到土壤中的肥料。本文综合相关文献研究结果进行排放系数的选择(表 4),具体如下^[12,23–32]:

$$N_{\text{粪肥}} = \sum_i \text{人或动物的种类}_i \times \text{排泄系数}_i \times \text{排泄物含氮量}_i \times \text{收集还田比例}_i \quad (4)$$

表 4 粪肥相关计算系数汇总表

Table 4 Summary table of calculation coefficients related to manure

种类 Category	粪便排泄量范围 Fecal excretion range	氮含量/(g/kg) Nitrogen content	排泄物还田比例/% Percentage of manure applied to fields	本文采用的系数 Coefficient used in this article
猪 Pig	4.2—5.8 kg/d	2.38	65	5 kg/d
肉牛 Beef cattle	8.1 t/a	3.51	30	8.1 t/a
奶牛 Dairy cattle	14.4—20.1 t/a	3.51	30	20.1 t/a
马 Horse	5.0—5.6 t/a	3.78	44	5 t/a
驴、骡 Donkey, mule	5.0 t/a	3.78	44	5 t/a
羊 Goat	0.5—1.1 t/a	10.14	33	0.95 t/a
人 Human	107 t/a	6.43	33	107 t/a

饼肥是是油料的种子经榨油后剩下的残渣所制成的肥料,具体排放系数如表 5 所示^[30]。相关计算公式如下:

$$N_{\text{饼肥}} = \sum_i \text{饼肥作物种类}_i \times \text{出饼率}_i \times \text{饼肥含氮量}_i \quad (5)$$

表 5 饼肥相关计算系数汇总表

Table 5 Summary table of pie fertilizer-related calculation coefficients

种类 Category	出饼率/% Cake yield	含氮量/(g/kg) Nitrogen content	种类 Category	出饼率/% Cake yield	含氮量/(g/kg) Nitrogen content
菜籽饼 Rapeseed cake	55	53.5	花生饼 Peanut cake	50	69.2
大豆饼 Soybean cake	85	66.8	葵花子饼 Sunflower seed cake	70	47.6

3) 秸秆肥料含氮量

秸秆肥料是农作物收获后的副产品经过处理制成的肥料,排放系数如表 6 所示^[22,30,32,34–36]。相关计算公

式如下:

$$N_{\text{秸秆}} = \text{地上秸秆还田氮量} + \text{地下根氮量} = \left(\frac{\text{籽粒产量}_i}{\text{经济系数}_i} - \text{籽粒产量}_i \right) \times \text{秸秆还田率}_i \times \text{含氮率}_i + \frac{\text{籽粒产量}_i}{\text{经济系数}_i} \times \text{根冠比}_i \times \text{含氮率}_i \quad (6)$$

表 6 秸秆还田温室气体排放相关系数表

Table 6 Greenhouse gas emission coefficients related to straw return

农作物 Crop	秸秆含氮量			农作物 Crop	秸秆含氮量		
	Nitrogen content in straw/ (g/kg)	经济系数 Economic coefficient/%	根冠比 Root-to-shoot ratio/%		Nitrogen content in straw/ (g/kg)	经济系数 Economic coefficient/%	根冠比 Root-to-shoot ratio/%
水稻 Rice	7.53	48.9	12.5	花生 Peanuts	18.2	55.6	20
小麦 Wheat	5.16	43.4	16.6	芝麻 Sesame	13.1	41.7	20
玉米 Corn	5.8	43.8	17	籽棉 Cottonseed	5.48	38.3	20
高粱 Sorghum	7.3	39.3	18.5	甜菜 Sugar beet	5.07	66.7	5
谷子 Millet	8.5	38.5	16.6	甘蔗(叶) Sugarcane (leaves)	5.8	75	26
其他谷类 Other grains	5.6	45.5	16.6	麻类 Hemp	13.1	83	20
大豆 Soybeans	18.1	42.5	13	薯类 Potatoes	11	66.7	5
其他豆类 Other legumes	22	38.5	13	蔬菜类 Vegetables	8	83	25
油菜籽 Rapeseed	5.48	27.1	15	烟叶 Tobacco	14.4	83	20

(2) 农业用地间接 N₂O 排放

间接排放是农业系统的氨和氮氧化物沉降和肥料通过淋溶、径流转移到水体的氮发生硝化、反硝化作用产生的温室气体排放^[37],具体如下:

$$N_{\text{间接}} = N_{\text{沉降}} + N_{\text{淋溶}} \quad (7)$$

$$N_{\text{沉降}} = [(N_{\text{化肥}} \times F_{\text{化肥}}) + (N_{\text{粪肥}} \times F_{\text{粪肥}})] \times EF_{\text{沉降}} \quad (8)$$

$$N_{\text{淋溶}} = (N_{\text{化肥}} + N_{\text{粪肥}} + N_{\text{秸秆}} + N_{\text{饼肥}}) \times F_{\text{土壤}} \times EF_{\text{淋溶}} \quad (9)$$

式中, $N_{\text{间接}}$ 为农田土壤间接 N₂O 排放量; $N_{\text{沉降}}$ 、 $N_{\text{淋溶}}$ 分别为农田因大气沉降、大气淋溶/径流产生的 N₂O 排放量; $N_{\text{化肥}}$ 、 $N_{\text{粪肥}}$ 、 $N_{\text{秸秆}}$ 、 $N_{\text{饼肥}}$ 与前文所代表含义一致; $F_{\text{化肥}}$ 、 $F_{\text{粪肥}}$ 分别为化肥、粪肥以 NH₃ 和 NO_x 形式所挥发氮的比例; $EF_{\text{沉降}}$ 、 $EF_{\text{淋溶}}$ 分别为不同界面大气沉降、氮淋溶/径流的 N₂O 排放因子。参考 IPCC 的推荐值, $F_{\text{化肥}}$ 取值为 0.10kg/kg、 $F_{\text{粪肥}}$ 取值为 0.20kg/kg、 $EF_{\text{沉降}}$ 取值为 0.01kg N₂O-N/kg N 输入量, $EF_{\text{淋溶}}$ 取值为 0.0075kg N₂O-N/kg N 输入量^[22]。

2.1.2 畜牧业温室气体排放核算

畜牧业温室气体排放可分为禽畜肠道发酵和粪便管理两方面。本文以《省级指南》提供的系数为基础,结合胡向东等的研究,考虑畜禽的生长周期及饲养模式,对畜牧业温室气体排放进行核算^[38]。

$$E_{\text{畜牧}} = E_{\text{CH}_4} + E_{\text{N}_2\text{O}} = \sum Q_i \times \alpha_i \times 25 + \sum Q_i \times \beta_i \times 298 \quad (10)$$

式中, $E_{\text{畜牧}}$ 为畜禽养殖碳排放总量、 E_{CH_4} 和 $E_{\text{N}_2\text{O}}$ 为畜禽养殖产生的 CH₄、N₂O 的碳排放量, α_i 是畜禽不同饲养模式下不同阶段的 CH₄排放系数, β_i 是畜禽粪便管理的 N₂O 排放系数, Q_i 为畜禽的平均饲养量,具体如下:

$$Q = \begin{cases} D_{\text{alive}} \times \left(\frac{M}{365} \right) & (\text{出栏率} < 1) \\ \frac{N_t + N_{t-1}}{2} & (\text{出栏率} < 1) \end{cases} \quad (11)$$

式中, Q 为每年平均饲养量, D_{alive} 为畜禽平均生命周期(d); M 为畜禽出栏量(头、只); N 为畜禽存栏量(头、

只)。通常而言,各类禽畜中仅有猪、家禽的出栏率大于1,生命周期天数分别为200天、55天^[38]。

畜牧业养殖可分为散养、规模化养殖及放牧养殖三种类型,考虑到中国的放牧养殖比例较低,因此本文仅对规模化养殖、散养两类饲养方式进行计算。具体排放系数如表7、表8所示^[22]：

表7 各地区动物肠道发酵CH₄排放因子/(kg头⁻¹a⁻¹)

Table 7 CH₄ emission factors from enteric fermentation of animals in various regions

饲养方式 Feeding methods	奶牛 Dairy cattle	非奶牛 Non-dairy cattle	水牛 Water buffalo	绵羊 Sheep	山羊 Goats	猪 Pigs	马 Horse	驴/骡 Donkey/ Mule	骆驼 Camel
规模化饲养 Intensive farming	88.10	52.90	70.50	8.20	8.90	1.00	18.00	10.00	46.00
农户散养 Free-range farming	89.30	67.90	87.70	8.70	9.40				

表8 各地区动物粪便管理排放因子/(kg头⁻¹a⁻¹)

Table 8 Emission factors from animal manure management in different regions

区域 Region	奶牛 Dairy cattle		非奶牛 Non-dairy cattle		水牛 Water buffalo		绵羊 Sheep		山羊 Goat		猪 Pig		家禽 Poultry		马 Horse		驴/骡 Donkey/ Mule		骆驼 Camel	
	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O
华北 North China	7.46	1.846	2.82	0.794			0.15	0.093	0.17	0.093	3.12	0.227	0.01	0.07	1.09	0.33	0.6	0.188	1.28	0.33
东北 Northeast China	2.23	1.096	1.02	0.913			0.15	0.057	0.16	0.057	1.12	0.266	0.01		1.09		0.6		1.28	
华东 East China	8.33	2.065	3.31	0.846	5.55	0.875	0.26	0.113	0.28	0.113	5.08	0.175	0.02		1.64		0.9		1.92	
中南 Central south China	8.45	1.71	4.72	0.805	8.24	0.86	0.34	0.106	0.31	0.106	5.85	0.157	0.02		1.64		0.9		1.92	
西南 Southwest China	6.51	1.884	3.21	0.691	1.53	1.197	0.48	0.064	0.53	0.064	4.18	0.159	0.02		1.64		0.9		1.92	
西北 Northwest China	5.93	1.447	1.86	0.545			0.28	0.074	0.32	0.074	1.38	0.195	0.01		1.09		0.6		1.28	

2.1.3 农业废弃物温室气体排放核算

农业废弃物田间焚烧是植物秸秆露天燃烧产生的温室气体排放^[39]。本文参考《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南》提供的公式与系数,选择中国种植最广泛的小麦、玉米、稻米和甘蔗秸秆露天焚烧产生的CH₄和N₂O排放(表9)^[39]。具体如下：

$$L_{\text{燃烧}} = A \times a \times M_B \times C_f \times G_{ef} \times 10^{-3} \tag{12}$$

式中, $L_{\text{燃烧}}$ 为田间废弃物燃烧产生的温室气体排放量(t); A 为种植面积(hm²); a 为农田燃烧比例(%); M_B 为可以燃烧的燃料质量(t/hm); C_f 为燃烧因子(无量纲); G_{ef} 为排放因子(g/kg干物质烧除)。

表9 农业废弃物田间焚烧相关系数

Table 9 Relevant coefficients for field burning of agricultural waste

类型 Category	燃烧因子/% Combustion factor	燃烧质量/(t/hm ²) Combustion quality
小麦残余物 Wheat straw	90	4
玉米残余物 Corn stalks	80	10
稻米残余物 Rice straw	80	5.5
甘蔗(作物收获前烧除) Sugarcane (pre-harvest burning)	80	6.5

烧除农业残余物的CH₄、N₂O排放因子分别取为2.7 g/kg干物质烧除、0.07 g/kg干物质烧除^[39]。燃烧比例采用《生物质燃烧源大气污染物排放清单编制技术指南(试行)》中的秸秆露天焚烧比例经验值20%^[40]。

2.2 数据来源

本文主要数据来源如下:农作物播种面积以及经济产量数据来源于《中国农村统计年鉴》,化肥和农药数据来源于《中国农村统计年鉴》,禽畜养殖数量来源于《中国畜牧业年鉴》,农村人口数据来源于《中国统计年鉴》,规模化养殖、非规模化养殖数据来自各省份“十三五”规划、“十四五”规划公布的预期值及基准值。

3 结果与分析

3.1 2020 年中国农业非 CO₂ 温室气体排放结构

2020 年,中国农业非 CO₂ 温室气体排放总量为 62801.68 万 t CO₂-e (图 2),具体排放状况如表 10 所示。从温室气体排放构成上来看,CH₄ 是农业温室气体排放的主要贡献者,占排放总量的 71%。从排放大类来看,我国主要的农业温室气体排放来源于畜牧业,超过排放总量的 50%,贡献了 33205.34 万 t CO₂-e。其中肠道发酵和粪便管理分别排放了 23659.05 万 t CO₂-e 和 9546.28 万 t CO₂-e。种植业贡献了 28617.93 万 t CO₂-e,占总排放的 38%,水稻种植和农业用地分别排放了 15940.58 万 t CO₂-e 和 12677.35 万 t CO₂-e。农业废弃物排放量较低,仅为 978.42 万 t CO₂-e。

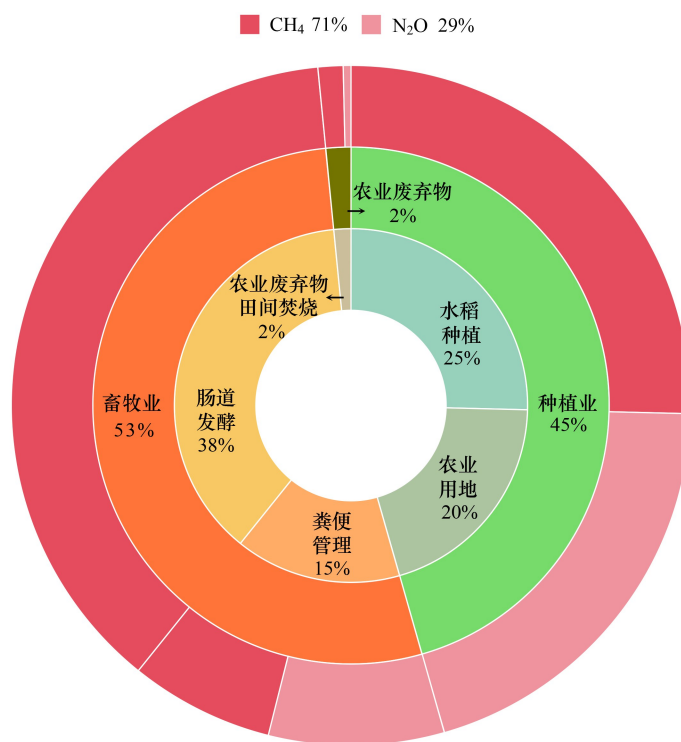


图 2 2020 年中国农业系统温室气体排放比例

Fig.2 Proportion of greenhouse gas emissions in China's agricultural system in 2020

3.2 2020 年中国农业非 CO₂ 温室气体排放空间特征

中国农业温室气体排放空间差异显著,集中度较高(图 3)。华东地区排放量最高,占总排放量的 19.70%,但其中各省份的排放量并不突出。其次为西南地区和华东地区,分别占总排放量的 18.96% 和 17.94%,各省份间的排放量有着一定的差距。之后依次为西北地区、东北地区、华北地区和华南地区。东北、华北、西北地区的排放量较为相似,其中黑龙江省、内蒙古自治区排放量较高,分别为 3856.48 万 t CO₂-e 和 3580.53 万 t CO₂-e。华南地区的排放量最少,占总温室气体排放量的 9.89%。从省域角度来看,湖南省为全国排放量最高的省份,排放量高达 4796.57 万 t CO₂-e,占总排放量的 7.64%。紧随其后的是四川省、黑龙江省和内蒙古自治区,排放量均在总排放量的 5% 以上。各直辖市的排放量明显较低,其中北京市为排放量最少的区域,仅为 36.81 万 t CO₂-e。可以看出,各省域农业非 CO₂ 温室气体排放量存在显著差异,最高可达 50 倍以上。各直辖市由于具有较高的城市水平,农业在总体经济中所占比重较低,总排放量也明显低于湖南省、黑龙江省等传统的农业大省。其余海南省、宁夏回族自治区、山西省等区域因为省份面积较小且农业发展有限,因而排放量并不显著。

表 10 2020 年中国省级温室气体排放量

Table 10 Greenhouse gas emissions by province in China in 2020

区域 Region	畜牧业 Livestock farming			种植业 Crop production		农业废弃物 Agricultural waste		排放总量 Total
	粪便管理		肠道发酵	水稻种植	农业用地	农业废弃物田间焚烧		emissions
	CH ₄ /t	N ₂ O/t	CH ₄ /t	CH ₄ /t	N ₂ O/t	CH ₄ /t	N ₂ O/t	CO ₂ -e/×10 ⁴ t
北京	410.9	173.16	8079.96	46.8	327.24	170.6	4.42	36.81
天津	4748.8	679.68	24932.82	12495.6	807.21	1101.9	28.57	153.36
河北	67703.72	9425.73	388938.91	18415.8	16158.63	19258.52	499.29	2013.09
山西	19935.36	3228.79	173348.18	561.6	4788.73	8573.8	222.28	751.59
内蒙古	47633.66	13498.43	992330.49	37650.6	14291.16	17832.72	462.33	3580.53
辽宁	19331.64	7174.08	271312.42	87427.2	13408.59	12903.47	334.53	1600.77
吉林	12897.05	5552.94	234773.19	140632.8	17857.33	20518.98	531.97	1735.53
黑龙江	19118.62	8109.93	416341.6	650496	26577.5	32971.17	854.81	3856.48
上海	3217.71	225.27	6870.22	22433.55	674.64	267.11	6.92	109
江苏	55488.74	3284.15	71223.14	474703.4	27824.54	11985.26	310.73	2469.8
浙江	20157.58	1167.64	27316.48	137404.68	6481.64	1986.38	51.5	696.65
安徽	68626.27	4809.78	132865.05	542182.52	23735.63	16800.61	435.57	2764.82
福建	41076.28	2769.19	43960.33	131353.38	11185.61	1586.58	41.13	962.02
江西	73125.11	5155.52	191464.36	747583.4	9297.95	8449.53	219.06	2988.8
山东	120572.74	11569.32	389979.56	24243.75	20727.73	24638.93	638.79	2380.08
河南	170440.01	10434.77	471188.96	146067.57	32737.38	28993.87	751.69	3350.66
湖北	102539.54	5508.15	239963.25	546182.46	23538.57	10691.16	277.18	3122.29
湖南	174670.92	8850.24	382965.29	997760.97	20390.22	11216.75	290.8	4796.57
广东	92821.51	4784.42	113200.57	473173.06	26259.12	5337.3	138.37	2640.55
广西	101840.02	6403.28	298767.62	450051.83	26334.56	9225.06	239.17	3132.43
海南	11715.99	900.52	41796.29	58638.32	4278.24	590.8	15.32	436.64
重庆	38324.94	2524.72	113824.56	102670.26	8943.44	3507.73	90.94	990.28
四川	166262.51	15208.94	823494.85	291516.06	23691.38	13567.95	351.76	4406.82
贵州	56383.61	5658.23	358594.56	103888.62	8243.66	4043.87	104.84	1724.68
云南	114831.3	10541.98	705846.69	128364.78	19847.02	11016.43	285.61	3314.25
西藏	26334.03	5834.04	478339.43	140.58	1088.16	79.27	2.06	1468.58
陕西	14108.97	2815.05	185413.34	24299.12	10604.39	7219.69	187.18	983.08
甘肃	21564.74	5289.21	494457.16	786.08	5254.84	5709.25	148.02	1624.92
青海	15654.58	4365.68	462371.24	0	1323.21	276.74	7.17	1365.5
宁夏	7479.62	1881.78	158360.98	14056.96	2338.35	1719.12	44.57	581.13
新疆	32133.93	8128.57	761300.39	11005.12	16397.7	6731.99	174.53	2764.01

在温室气体组成方面,CH₄与 N₂O 的放格局与温室气体总量的排放格局并无明显差异(图 4)。西南地区的四川省、湖南省、东北、华北地区的黑龙江省和内蒙古自治区的 CH₄排放显著高于其他区域。相比之下,西北地区的青海省、甘肃省,华北地区的山西省以及华东地区的福建省等区域 CH₄排放较少。华中地区的河南省、西南地区的四川省以及东北地区的黑龙江省等区域的 N₂O 排放相对较多,显著高于西北地区的西藏自治区、青海省,华东地区的浙江省等区域。

在排放项目方面,种植业的温室气体类型以 CH₄排放为主,华中、华南地区的排放量显著高于其他区域,表明我国的农业生产重心较为集中(图 5)。其中,湖南省种植业温室气体排放量最高,为 3102.03 万 t CO₂-e,其余的湖北省、广东省和广西省排放量均处于 2000 万 t CO₂-e 左右,海南省与以上省份差异较大,仅为 274.87 万 t CO₂-e。东北地区种植业排放量虽不突出,但其中的黑龙江省排放量仅次于湖南省,高达 2418.25 万 t CO₂-e。再次为西南地区,其中各省份排放量差异较大,以四川省排放量最高为 1434.79 万 t CO₂-e。西北地区

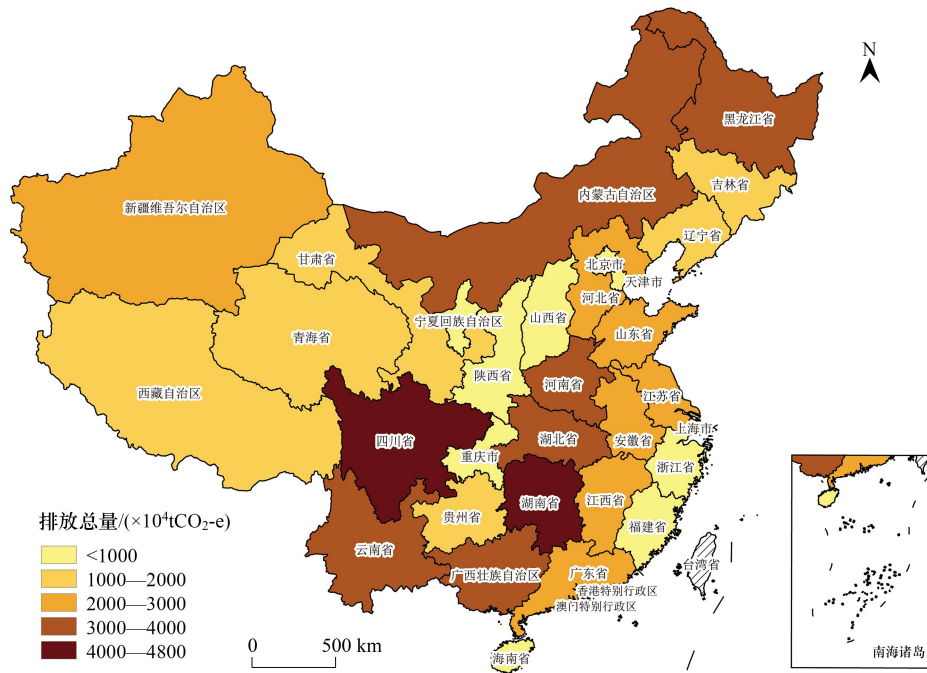
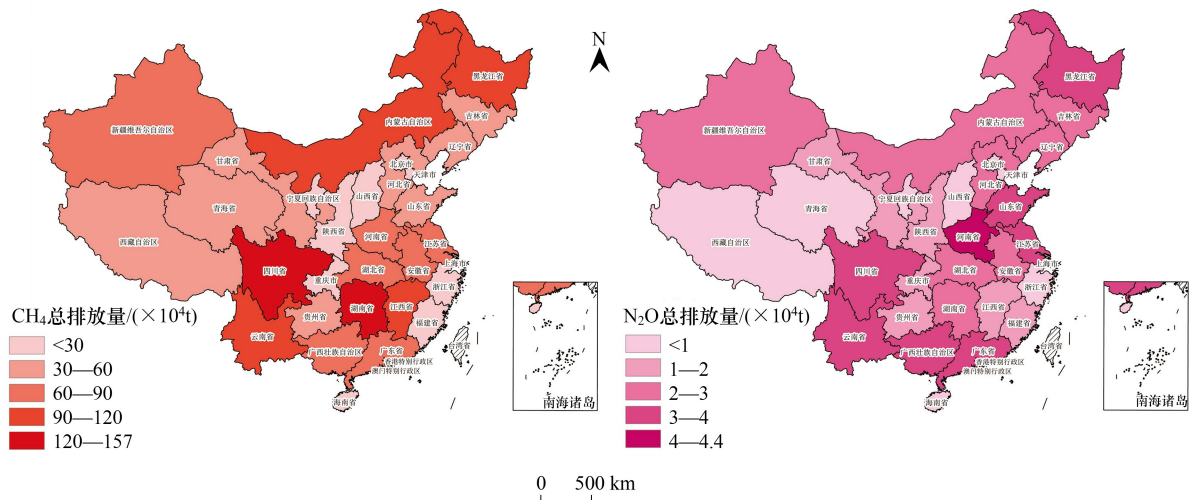


图3 2020年省级农业温室气体排放空间分布图

Fig.3 Agricultural greenhouse gas emissions by province-level administrative regions in 2020

图4 2020年省级农业温 CH₄、N₂O 排放空间分布图Fig.4 Spatial distribution of CH₄ and N₂O emissions from agriculture at the provincial level in 2020

排放量最低,且各省份之间差异并不显著。

畜牧业的温室气体排放重点区域与种植业有着一定偏移。西南地区的排放量最多,高达 8390.67 万 t CO₂-e。其中各省份间差异较大,排放最多的四川省高达 2927.62 万 t CO₂-e,而重庆市仅为 455.61 万 t CO₂-e。其次为西北地区和华北地区,排放量分别为 6052.03 万 t CO₂-e 和 5124.93 万 t CO₂-e。两地区皆有排放量显著高于其他地区的省份,分别为全国畜牧业排放量最高的内蒙古自治区和新疆维吾尔自治区,排放量分别为 3002.16 万 t CO₂-e、2225.82 万 t CO₂-e。随后是华中地区,河南省和湖南省排放量均高于 1500 万 t CO₂-e,但

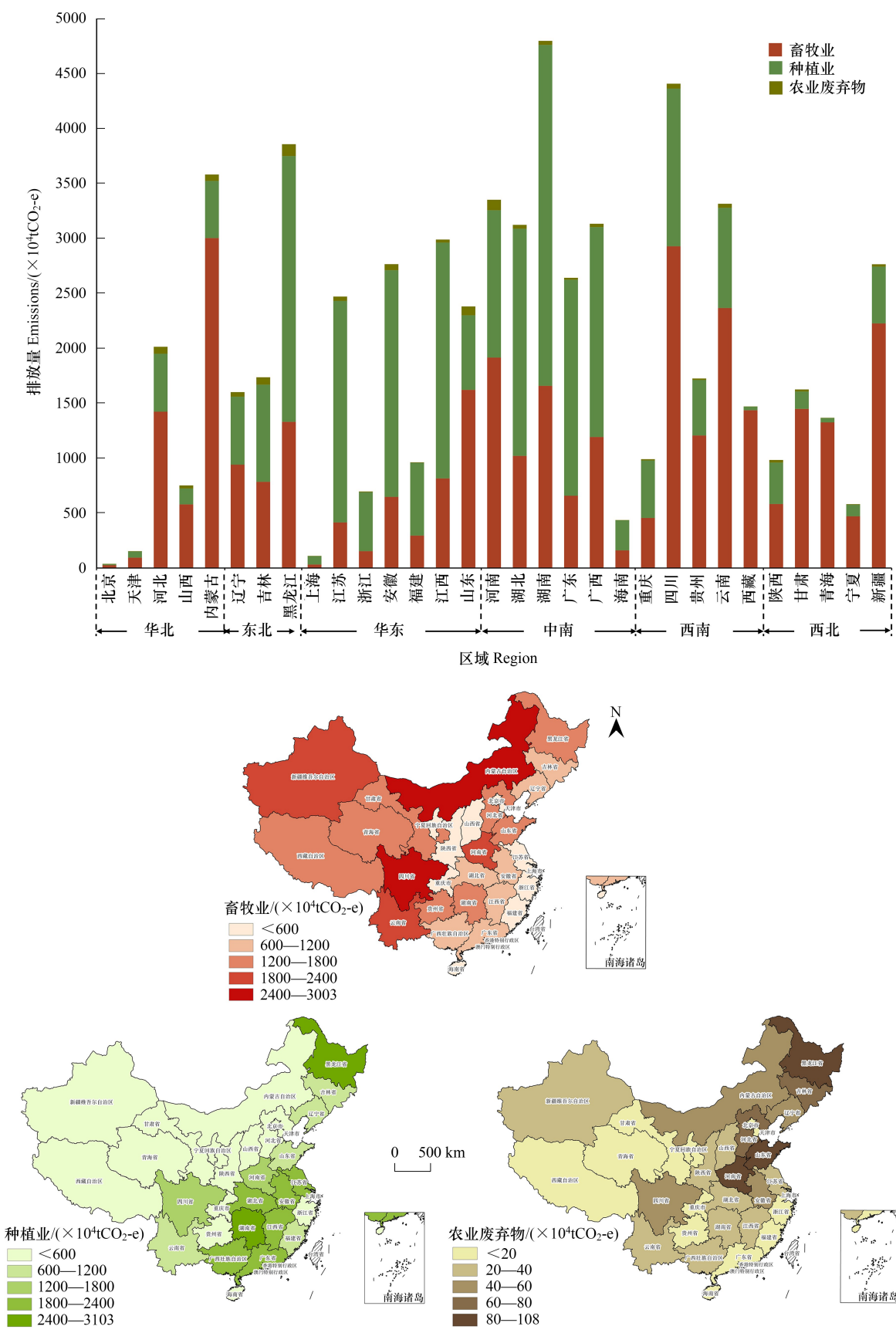


图5 2020年省级种植业、畜牧业、农业废弃物温室气体排放空间分布图

Fig.5 Spatial distribution of greenhouse gas emissions from crop production, livestock, and agricultural waste at the provincial level in 2020

由于该区域省份较少,因而总排放量并不突出。之后依次是华东地区、东北地区和华南地区,三地区虽有山东省、黑龙江省和广西省三个畜牧业排放量较高的区域,但其余省域温室气体排放量皆低于 1000 万 t CO₂-e,使得总体的排放量明显低于其他地区。

相较于种植业和畜牧业,农业废弃物温室气体排放量相对较低,但各省份之间的排放差距却十分显著。东北地区与华东地区的排放量较为相似,分别为 217.28 万 t CO₂-e 和 215.06 万 t CO₂-e。东北地区的黑龙江省是全国农业废弃物方面排放最高的区域,为 107.90 万 t CO₂-e。其次为华中地区和华北地区,华中地区的河南省较为突出,排放量高达 94.89 万 t CO₂-e,但其中的北京市是全国排放最低的省域,为 0.56 万 t CO₂-e。之后依次为西南地区、西北地区和华南地区,各省份排放量均较低。

总体而言,我国不同农业温室气体排放项目的温室气体排放聚集区域较为显著,具有明显的空间差异。说明我国各省域因不同的气候特点和发展需求而有着明确的主导产业的偏好,具有不同的农业发展结构,农业废弃物的处理方式也具有明显的差异。

4 讨论

4.1 核算方法的可靠性分析

本文构建的中国农业系统非 CO₂ 温室气体排放框架,充分参考了现有的研究结果,包含学者所共识水稻种植、农用地排放、粪便管理、肠道发酵这四类排放项目,并在参考《中华人民共和国气候变化第二次两年更新报告》等国家信息通报以及 IPCC 相关报告的基础上,加入了农业废弃物田间焚烧这一非 CO₂ 排放项目^[41]。虽然从全国来看该项目温室气体排放贡献并不显著,但在黑龙江、河南、山东等区域的贡献还是非常明显的,同时,该项目并不仅仅是温室气体排放对全球变暖贡献的反映,还蕴含了研究区域的发展现状。以黑龙江省为例,该区域种植了大量秸秆类作物,难以避免焚烧带来的温室气体排放,这与当地的种植业现状互为因果。因此核算该类项目的意义,其一是进一步精准的描绘温室气体排放状况,其二是也可以辅证相关政策的实施,有助于根据该地区的温室气体排放状况提出符合实际情况的治理策略。

在核算方法方面,种植业的水稻种植的温室气体的排放系数选自《省级指南》,该系数是目前为止最为普遍认可的中国分区域水稻 CH₄ 排放系数。农业用地排放方面,本研究详细考虑了氮输入的来源,除了常用的化肥外,通过收集文献数据,有针对的计算各种牲畜、作物提供的粪肥、秸秆肥料和饼肥量,并详细计算了有机肥料的输入量。在畜牧业核算方面,相同禽畜在不同的管理状态下,其排放的状态是具有明显差异的。以规模化饲养、农户散养的水牛为例,粪便管理排放因子可相差 1.2 倍^[22]。因此,本文加入了规模化养殖与非规模化养殖这一比例,使核算结果增加了合理性和动态性。

4.2 各省域农业温室气体排放特征

为了更好的探究各省域温室气体排放特征,本研究根据各省域农业温室气体排放组成,将排放占比 50% 以上的项目判断为当地的主导排放类型(图 6)。其中,吉林省和重庆市的畜牧业排放量的比例虽高于总排放量的一半,但鉴于其种植业排放量与畜牧业排放量差距不大,因此将畜牧业和种植业共同判断为当地的主导类型。农业废弃物排放并不十分显著,且排放量与各区域的农业产业发展密切相关,因而与其他两类主导类型共同进行分析。

可以看出,我国各省域的主导排放类型具有明显的东、西和南、北差异。华北、西北、西南地区各省域皆以畜牧业排放为主,反刍动物贡献了主要的温室气体排放



图 6 2020 年省级温室气体主导类型分布图

Fig.6 Provincial distribution of dominant greenhouse gas emission types in 2020

量。新疆自治区、西藏自治区、青海省、内蒙古自治区的反刍动物温室气体排放量高达总畜牧业排放量的 90% 以上。以上区域地广人稀,降水量较少,拥有丰富的饲草资源,具有发展畜牧业的先决条件。再加之当地居民饮食习惯的偏好和扶持政策的加持,促使当地草食畜牧业发展迅速,成为我国重要的畜牧养殖区^[42]。极高的牲畜饲养量和较高的散养比例导致当地畜牧业温室气体排放量明显高于其他区域。其余区域反刍动物排放量则多在 80% 以上,其中四川省畜牧业温室气体排放量极高,生猪养殖业发达,拥有着极高的生猪饲养量,因而反刍动物排放仅占总排放的 75%。

华东、华南地区则以种植业温室气体排放占据主导,水稻种植贡献了绝大部分温室气体排放量。该区域光照充足,水资源丰富,十分适宜水稻的生长,种植面积占全国总水稻种植面积的 60% 以上,水稻类型包括双季稻和单季稻两种类型,是我国重要的农作物生产基地^[43]。再加之华东、华南向农田土壤中施入了大量的外源氮素,导致农业用地的排放强度远高于其他地区。

东北地区则较为特殊,各省份分别为畜牧业排放、种植业排放和畜牧业-种植业排放双重主导的区域。东北地区是畜牧业发展的传统优势区,以肉猪、肉牛为主要的饲养类型。此外,东北地区也是我国重要的水稻种植基地,种植类型以单季稻为主。黑龙江省目前是东北地区的水稻种植核心区,地处三江平原和松嫩平原,地势平坦,气候条件优越,具有大范围种植水稻的优势,因而以种植业为农业的主导产业^[44]。吉林省拥有丰富的黑土地资源,但由于早期粗放式的发展模式,造成了土地肥力地下降,因而近年来耕地扩张有限,逐渐倾向于畜牧业和种植业双重导向的发展模式^[44]。辽宁省受自然区位限制,农业生产结构单一,种植业温室气体比例少于畜牧业。

此外,以种植业排放为主导的华东、华南和东北地区,其农业废弃物的温室气体排放量普遍高于以畜牧业排放为主导的区域。一方面是由于该类型区域的种植业较为发达,旱季作物的种植量较大,产生了大量的废弃秸秆。再加之华东、华南地区农村经济水平较高,对秸秆的综合利用率相对较低;东北地区积温较低,不易开展秸秆还田。因而导致东北、华东、华南区域的农业废弃物燃烧量相对较高^[45]。

4.3 中国各省域农业非 CO₂ 温室气体减排建议

本研究明晰了 2020 年我国农业源非 CO₂ 温室气体的排放总量和空间分布,揭示了不同区域的温室气体排放主导类型,并明确了各省域的温室气体排放特征。为进一步推动我国农业实现绿色发展,缓解温室气体排放,本文针对现有研究结果和各地区的农业发展特征,提出如下政策建议:

(1) 以西北地区为主的畜牧业主导的区域,还需进一步增加规模化养殖比例,并改善牲畜养殖过程中的饲养和粪便管理措施。例如,改变饲料成份,提高动物生长效率的同时减少粪便氮素含量;将粪便废弃物资源集中处理循环利用,利用厌氧发酵生产沼气等粪污处理方式,减少环境污染和碳氮排放。

(2) 在秸秆燃烧方面,东北、华北地区还需进一步提升秸秆的综合利用效率,提高农副产品的利用率,可以将秸秆转化为燃料、饲料和工业原料,避免资源的浪费和造成环境污染。此外,由于秸秆燃烧多为农民的主观举动,因而还需通过教育和宣传活动加大秸秆禁燃等政策的宣传,增加农户参与燃烧防治工作的意愿,从根本上减少秸秆燃烧的发生。

(3) 在种植业方面,华中地区等经济较为发达的区域需进一步改良水稻种植技术、改进农田管理。减少复合肥、氮肥的使用,增加粪肥、饼肥等有机肥料的比例,增加土壤中的有机质,提高土壤的水分保持能力和肥力,减少灌溉需求。将种植业和养殖业进行协同管理,减少牲畜养殖资源浪费的同时,减缓种植业温室气体排放量。

4.4 本文研究创新性

本研究在参考现有碳排放数据库和中国农业发展特征的基础上,建立了适用于我国农业的非 CO₂ 温室气体核算框架,该框架具有实用性和可复制性,可为规范我国农业温室气体核算,减少未来核算差异性提供参考。此外,本研究基于各区域农业生产活动的差异,选择了具有区域特征的精细化温室气体排放系数,以提高核算结果的准确性和科学性。可充分体现我国农业源温室气体排放现状和各省域的温室气体排放结构,为未

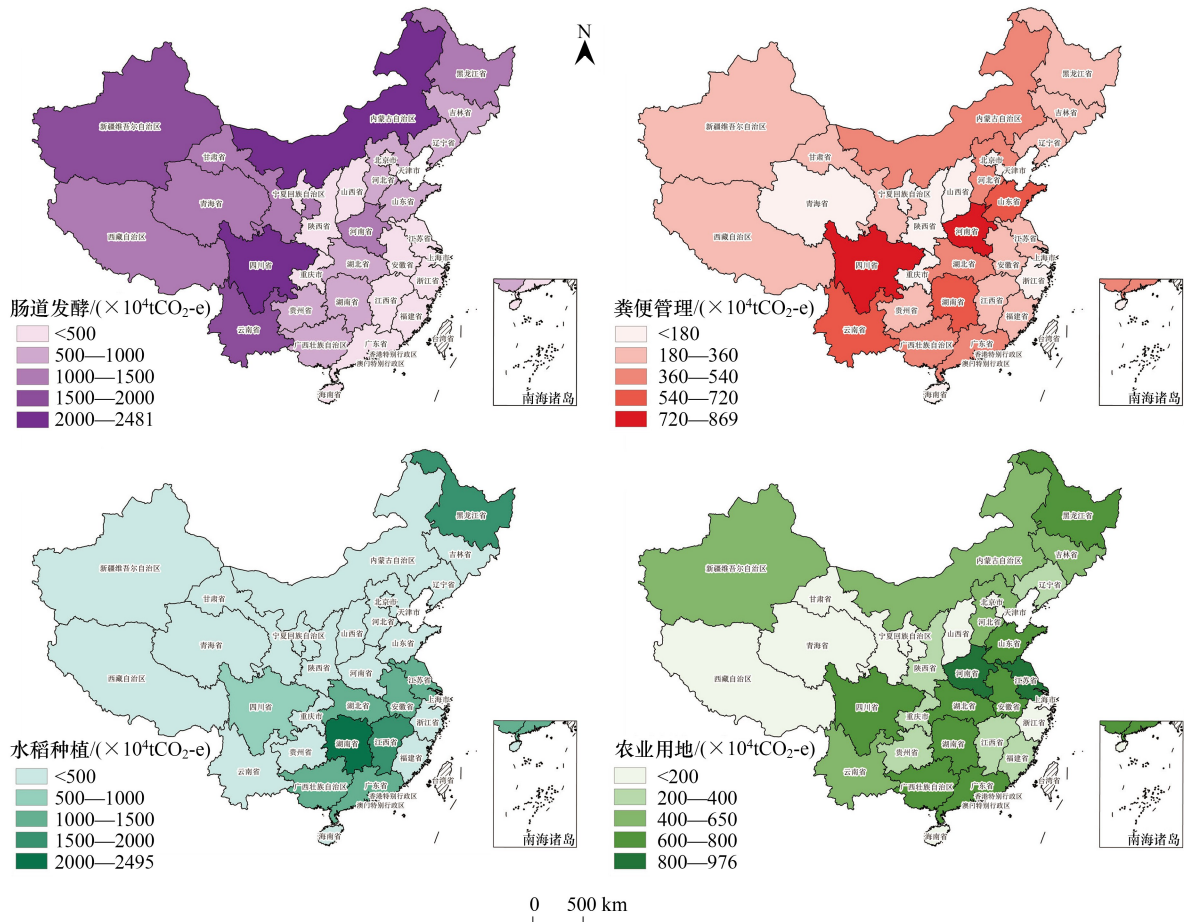


图 7 2020 年省级肠道发酵、粪便管理、水稻种植、农业用地温室气体排放空间分布图

Fig.7 Spatial distribution of greenhouse gas emissions from enteric fermentation, manure management, rice cultivation, and agricultural land at the provincial level in 2020

来农业温室气体政策的制定提供依据。

5 结论

本文构建了兼具全面性和科学性的包含粪便管理、肠道发酵、农业废弃物田间焚烧、水稻种植、农业用地排放共计 5 部分在内的中国农业系统非 CO₂ 温室气体核算框架,并基于排放系数法总结了适用于该核算框架的温室气体排放相关系数,以确保活动数据的准确性和排放系数的合理性;以中国 2020 年农业温室气体排放量为例进行核算,分析中国农业系统的 CH₄ 和 N₂O 排放现状和空间分布和各省域的排放特征。结果表明:

(1) 2020 年,我国农业温室气体排放总量为 62801.68 万 t CO₂-e,温室气体类型以 CH₄ 为主。畜牧业是温室气体排放的主要贡献者,占比约 53%,其次分别为种植业和农业废弃物。各排放项目中,肠道发酵排放量显著高于其他项目,排放量高达 23659.05 万 t CO₂-e。从区域上看,华东地区温室气体排放量显著高于其他区域,其次为西南、华中、西北、东北、华北和华南地区。各省域间,并以湖南省最为突出,为 3102.03 万 t CO₂-e,各直辖市普遍排放量较低;

(2) 中国畜牧业、种植业发展区域较为聚集,与各地区气候条件、地理特征息息相关,前者聚集在西北、华北和西南地区,牲畜数量庞大、散养比例高、反刍动物占比多等因素共同造成了当地畜牧业温室气体排放量占据主导;后者聚集在华东地区和华南地区,该区域普遍拥有大面积的水稻种植和较多的农田氮输入的特征;华中、东北地区较为特殊,由于发展的历史因素和气候条件的特殊性,使得区域内各省份具有畜牧业、种植业、畜

牧业与种植业双重主导的区域;

(3) 由于我国农业温室气体排放在全省域间具有明显的差异, 还需根据各区域、各省份的排放结构特征有针对性的规划农业发展政策。例如西北地区还需减少牲畜散养比例, 增加禽畜粪便管理措施; 华中地区应改良水稻种植技术、改进农田管理方式; 东北地区、华北地区需提升秸秆的综合利用效率, 提高农副产品的利用率。从而减少我国总体农业系统温室气体排放, 实现农业经济的可持续发展。

(4) 尽管本文已经在排放项目、统计数据、排放因子等方面尽可能精确的描绘我国省域农业非 CO₂ 排放格局, 但部分数据仍有被高估的可能性。首先在畜牧业方面, 牲畜排放因子受牲畜的年龄、饮食、管理方式影响。鉴于畜牧业所用排放因子多为《省级指南》提供的数据, 该数据是利用 2005 年根据调研数据, 根据《IPCC 国家温室气体清单 (1996 年修订版)》和《IPCC 2006 年国家温室气体清单指南》提供的方法计算得来。而近 20 年来, 牲畜的管理方式有着一定的差异, 牲畜粪便散施比例减少, 农业用地氮输入减少, 再加之厌氧发酵处理的畜禽粪污等设施逐渐增加, 有效的减少了畜牧业温室气体排放量。在种植业方面, 翻耕、免耕高茬还田等管理方式可以有效减少稻田温室气体排放量, 因而还需更进一步探讨更为贴近实际的温室气体排放系数。

参考文献 (References):

- [1] 胡鞍钢. 中国实现 2030 年前碳达峰目标及主要途径. 北京工业大学学报: 社会科学版, 2021, 21(3): 1-15.
- [2] 林伯强, 蒋竺均. 中国二氧化碳的环境库兹涅茨曲线预测及影响因素分析. 管理世界, 2009(4): 27-36.
- [3] 邹晓霞, 李玉娥, 高清竹, 万运帆, 石生伟. 中国农业领域温室气体主要减排措施研究分析. 生态环境学报, 2011, 20(S2): 1348-1358.
- [4] 陈操操, 刘春兰, 田刚, 王海华, 李铮. 城市温室气体清单评价研究. 环境科学, 2010, 31(11): 2780-2787.
- [5] 闵继胜, 胡浩. 中国农业生产温室气体排放量的测算. 中国人口·资源与环境, 2012, 22(7): 21-27.
- [6] 张帆, 蔡颖, 邓祥征, 姜群鸣, 吴锋. 作物-牲畜-生物能源综合系统对中国农业源温室气体的影响评估. 地理学报, 2024, 79(1): 28-44.
- [7] 张晓萱, 秦耀辰, 吴乐英, 马晓哲. 农业温室气体排放研究进展. 河南大学学报: 自然科学版, 2019, 49(6): 649-662, 713.
- [8] 马晓哲, 王铮. 土地利用变化对区域碳源汇的影响研究进展. 生态学报, 2015, 35(17): 5898-5907.
- [9] 韦佳培, 吴洋滨. “双碳”目标下我国农业绿色发展的路径选择. 农业经济, 2023(9): 25-27.
- [10] 李阳, 陈敏鹏. 中国省域农业源非 CO₂ 温室气体排放的影响因素分析与峰值预测. 环境科学学报, 2021, 41(12): 5174-5189.
- [11] 沈体忠, 李春辉, 吴海兵, 江敏. 基于 IPCC2006 法的县域尺度农业源 CH₄ 排放量估算——以湖北省天门市为例. 长江大学学报: 自科版, 2018, 15(18): 47-55, 6.
- [12] 王成己, 李艳春, 刘岑薇, 王义祥, 黄毅斌. 基于 IPCC 方法的福建省农业活动甲烷排放量估算. 农学报, 2016, 6(12): 16-22, 71.
- [13] 王成己, 李艳春, 刘岑薇, 王义祥, 罗涛, 黄毅斌. 基于 IPCC 方法的福建省农业活动 N₂O 排放量估算. 福建农业学报, 2018, 33(10): 1071-1077.
- [14] 张帆, 宣鑫, 金贵, 吴锋. 农业源非二氧化碳温室气体排放及情景模拟. 地理学报, 2023, 78(1): 35-53.
- [15] 尚杰, 杨果, 于法稳. 中国农业温室气体排放量测算及影响因素研究. 中国生态农业学报, 2015, 23(3): 354-364.
- [16] 黄国勤. 当前中国农业发展面临的问题及对策. 农学报, 2014, 4(1): 99-106.
- [17] 薛勇, 郭菊娥, 孟磊. 中国 CO₂ 排放的影响因素分解与预测. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(5): 106-112.
- [18] 胡永浩, 张昆扬, 胡南燕, 武拉平. 中国农业碳排放测算研究综述. 中国生态农业学报: 中英文, 2023, 31(2): 163-176.
- [19] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Food and agricultural organization statistical databases. [2022-10-09]. <https://www.fao.org/faostat/en/#data>
- [20] Roman-Cuesta R M, Herold M, Rufino M C, Rosenstock T S, Houghton R A, Rossi S, Butterbach-Bahl K, Ogle S, Poulter B, Verchot L, Martius C, de Bruin S. Multi-gas and multi-source comparisons of six land use emission datasets and AFOLU estimates in the Fifth Assessment Report, for the tropics for 2000—2005. Biogeosciences, 2016, 13(20): 5799-5819.
- [21] 石生伟, 李玉娥, 刘运通, 万运帆, 高清竹, 张仲新. 中国稻田 CH₄ 和 N₂O 排放及减排整合分析. 中国农业科学, 2010, 43(14): 2923-2936.
- [22] 国家发展和改革委员会. 省级温室气体清单编制指南. 北京: 中国统计出版社, 2011.
- [23] 李书田, 金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡. 中国农业科学, 2011, 44(20): 4207-4229.
- [24] 李民. 规模化畜禽养殖场粪污污染与防治措施. 农业科技通讯, 2001(10): 22-23.
- [25] 郝洪璋, 曹世军. 畜牧业污染物的治理方法. 饲料工业, 2002, 23(8): 44-45.
- [26] 刘培芳, 陈振楼, 许世远, 刘杰. 长江三角洲城郊畜禽粪便的污染负荷及其防治对策. 长江流域资源与环境, 2002, 11(5): 456-460.

- [27] 国家环境保护总局自然生态保护司. 全国规模化畜禽养殖业污染情况调查及防治对策. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [28] 张强, 巨晓棠, 张福锁. 应用修正的 IPCC2006 方法对中国农田 N₂O 排放量重新估算. 中国生态农业学报, 2010, 18(1): 7-13.
- [29] 唐现文, 张响英, 赵莎莎. 减轻畜禽粪便对环境的影响. 畜禽业, 2002(11): 39.
- [30] 全国农业技术推广服务中心. 中国有机肥料养分志. 北京: 中国农业出版社, 1999.
- [31] 金同铭, 黄莲芳. 农家肥料知识. 北京: 农村读物出版社, 1982.
- [32] 中国农业科学院土壤肥料研究所. 中国化肥区划. 北京: 中国农业科技出版社, 1986.
- [33] 苏玉萍, 郑达贤, 林婉贞. 福建省畜禽养殖污染分析与防治对策. 福建地理, 2004(3): 1-4.
- [34] 李庆远. 中国农业持续发展中的肥料问题. 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 1997.
- [35] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 钦绳武, 郑剑英, 王周琼. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 II. 农田养分收入参数. 土壤通报, 1996, 27(4): 151-154.
- [36] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 钦绳武, 郑剑英, 王周琼. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 III. 全国和典型地区养分循环和平衡现状. 土壤通报, 1996, 27(5): 193-196.
- [37] 李海鹏. 中国农业面源污染的经济分析与政策研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2007.
- [38] 胡向东, 王济民. 中国畜禽温室气体排放量估算. 农业工程学报, 2010, 26(10): 247-252.
- [39] Eggleston H S, Buendia L, Miwa K. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. 3. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.
- [40] 中华人民共和国生态环境部. 生物质燃烧源大气污染物排放清单编制技术指南(试行)//https://www.mee.gov.cn/ywgz/ycqhbh/wsqtz/202311/t20231107_1055439.shtml. 2014.
- [41] 中华人民共和国生态环境部. 中华人民共和国气候变化第二次两年更新报. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2018. <https://www.mee.gov.cn/ywgz/ycqhbh/wsqtz/201907/P020190701765971866571.pdf>
- [42] 范紫月, 齐晓波, 曾麟岚, 吴锋. 中国农业系统近 40 年温室气体排放核算. 生态学报, 2022, 42(23): 9470-9482.
- [43] 周佳茜, 蒋艳. 2000—2020 年长江中下游地区耕地生产力对气候变化的动态响应. 应用与环境生物学报: 1-14. [2024-03-15]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/51.1482.Q.20230920.1206.003.html>.
- [44] 徐英德, 裴久渤, 李双昇, 邹洪涛, 汪景宽, 张佳宝. 东北黑土地不同类型区主要特征及保护利用对策. 土壤通报, 2023, 54(2): 495-504.
- [45] 毛慧琴, 张丽娟, 厉青, 张连华, 张玉环, 陈辉, 翁国庆. 基于卫星遥感的东北三省露天秸秆焚烧及其排放研究. 中国农业资源与区划, 2018, 39(4): 59-66.