

DOI: 10.5846/stxb202201290273

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.

Fan Z Y, Qi X B, Zeng L L, Wu F. Accounting of greenhouse gas emissions in the Chinese agricultural system from 1980 to 2020. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(23): 9470-9482.

中国农业系统近 40 年温室气体排放核算

范紫月^{1,2}, 齐晓波¹, 曾麟岚¹, 吴 锋^{1,*}

1 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

2 中山大学数学学院(珠海), 珠海 519000

摘要: 基于排放因子法构建了包含种植业和牲畜养殖业的农业系统温室气体排放核算体系, 系统核算了 1980—2020 年我国全国尺度上的农业系统温室气体排放总量和变化趋势, 并在区县级尺度下对 1980、2000、2011 年的中国农业系统的温室气体排放量进行核算, 对比不同阶段农业系统温室气体排放变化的时空异质性规律。研究发现: 1980—2020 年我国农业系统温室气体排放量呈波动增长趋势, 增长了近 46%。CH₄ 是农业系统排放贡献最大的温室气体, 占总排放量的 47.33%。我国农业系统温室气体排放与不同地区农业生产方式有关, CH₄ 排放量高的地区主要位于我国主要水稻产区以及旱地作物产区。CO₂ 排放量高的地区主要位于东北、西北等地区以及华东地区。N₂O 排放量较高地区主要位于西北的主要畜牧养殖地区, 以及我国农业经济发展水平高的中南部地区。研究有助于揭示我国农业温室气体排放的动态特征, 现状规律, 以及空间差异性特征, 从农业减排角度为实现双碳目标提供科学参考。

关键词: 农业系统; 温室气体排放; 碳排放核算; 空间分布

Accounting of greenhouse gas emissions in the Chinese agricultural system from 1980 to 2020

FAN Ziyue^{1,2}, QI Xiaobo¹, ZENG Linlan¹, WU Feng^{1,*}

1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Beijing 100101, China

2 School of Mathematics (Zhuhai), Sun Yat-Sen University, Zhuhai 519000, China

Abstract: Human activities are one of the main reasons for increasing the concentration of greenhouse gases in the atmosphere and causing the natural greenhouse effect. Among them, agricultural production activity is one of the important sources of greenhouse gas emissions. Based on the emission factor method, this paper constructs a greenhouse gas emission accounting system of the agriculture including planting industry and livestock breeding industry. The study systematically calculated the total greenhouse gas emission trend of Chinese agricultural system from 1980 to 2020. More specifically, it calculated the greenhouse gas emission of Chinese agricultural system in 1980, 2000 and 2011 at the district and county level. Moreover, the temporal and spatial heterogeneity of greenhouse gas emissions in the agricultural systems at different stages was compared. It is found that the greenhouse gas emissions of the Chinese agricultural system showed a fluctuating growth trend from 1980 to 2020, with an increase of nearly 46%. CH₄, CO₂ and N₂O are the three major greenhouse gases emitted by the agricultural system. CH₄ is the greenhouse gas with the largest contribution to the emission of the agricultural system, which accounts for 47.33% of the total emission. The proportion of CO₂ in the greenhouse gas emissions from the agricultural system tends to increase. Changes in the share of N₂O in greenhouse gas emissions from agricultural systems are

基金项目: 国家自然科学基金国际(地区)合作与交流项目(51861125101)

收稿日期: 2022-01-29; **网络出版日期:** 2022-07-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wufeng@igsrr.ac.cn

本研究尚缺中国港澳台统计数据

slight. From the perspective of the source of greenhouse gases in the agricultural systems, CH₄ emission mainly comes from rice field planting and crop straw combustion (56.20%). CO₂ emission mainly comes from the crop straw combustion (67.91%), and N₂O emission mainly comes from livestock breeding (50.89%) and nitrogen fertilizer application (31.05%). From the perspective of spatial distribution structure, greenhouse gas emissions from the Chinese agricultural system are related to agricultural production modes in different regions. The areas with high CH₄ emissions are mainly located in China's main rice-producing areas and dryland crop-producing areas. The areas with high CO₂ emissions are mainly located in the northeast, northwest and other regions and east China. The areas with high N₂O emissions are mainly located in the major livestock breeding areas in the northwest, and in the central and southern areas where the agricultural economy has a high level of development. This study helps to reveal the dynamic characteristics, current status, and spatial differences of China's agricultural greenhouse gas emissions, and provides a scientific reference for the realization of the dual-carbon goal from the perspective of agricultural emission reduction.

Key Words: agricultural system; greenhouse gas emissions; carbon emission accounting; space distribution

气候变化风险不容忽视,人类社会为应对其效应,设定了碳达峰和碳中和目标。厘清各行业的排放数量,积极促进产业转型发展,已迫在眉睫。全球温室气体排放加剧了气候变化进程,造成极端天气事件频发和全球变暖等一系列问题。CO₂、CH₄、N₂O 是导致全球变暖的主要温室气体,对温室效应的贡献率接近 80%^[1]。联合国政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)认为人类活动是增加大气中温室气体浓度、导致自然温室效应的主要原因之一^[2]。其中,农业生产活动是重要的温室气体人为排放源,据 2021 年《自然-食品》发布的开创性最新研究显示,世界粮食体系占全球人为温室气体排放量的三分之一以上^[3]。联合国环境规划署指出人为排放的 CH₄ 有 40% 来自农业生产活动,而 CH₄ 的温室气体效应是 CO₂ 的 26 倍多^[4-6]。中国是农业大国,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^[7]。因此,农业系统温室气体排放的研究以及农业减排策略的制定对我国实现双碳目标、推动绿色低碳农业的发展起重要作用。

农业系统温室气体排放问题已受到许多国内外研究学者、组织、政府和公众的广泛关注,但仍缺乏系统的方法和数据支撑。国外学者的研究主要侧重于农业的碳排放源的解析和对应的碳排放核算,如,有学者认为农业系统碳排放主要来自农业投入(化肥和石灰、种子、农药、灌溉等)和农业机械的能源消耗,并使用农业生态系统全碳循环分析方法解释了碳排放率随时间变化的机制^[8]。Jules 和 Andrew 则认为农业系统对碳排放的贡献主要来源于农业经营中化石燃料的直接使用,生产资料来源于能源消耗密集型投入(特别是化肥),以及农田耕作导致土壤有机质的流失^[9]。Panchasara 等基于澳大利亚农业部门温室气体排放研究指出畜牧业是农业系统最大排放源,占农业总排放的 70%^[10]。Lesschen 等通过估算欧盟国家畜牧业中生产不同农产品产生的温室气体排放量,指出生牛乳制品和牛肉是其中最大的温室气体排放源^[11]。

国内学者对农业系统碳排放研究多聚焦于区域尺度和时空差异的研究。对于区域尺度的研究,有学者从省区尺度分析我国农业系统碳排放动态演变趋势^[12],也有学者从跨行政区视角对 1993—2017 年长江经济带的农业系统碳排放量与变化趋势进行了测算,认为农业碳排放系统与其经济系统间存在耦合协调发展关系^[13]。另有研究通过碳足迹的排放因子法对江苏省农业系统碳排放量进行估算,并运用 STIRPAT 模型开展了农业系统碳排放的趋势预测^[14]。对于时空差异的研究,有研究利用生命周期评价法对中国主要粮食作物小麦和玉米生产过程的碳足迹进行了系统核算,并分析其时空动态^[15-16]。另外有研究从化肥、农药、农膜、农业机械、翻耕、灌溉六种农业投入及活动出发核算农业系统碳排放,发现农业系统碳排放强度较高地区主要集中在东部沿海发达省份和中部农业大省^[17]。也有研究科学测算我国各省 2002—2011 年的农业碳排放量,考察了我国三大地区的地区差距,并根据排放总量的变化趋势将 31 个地区划分为四种类型^[18]。

上述研究丰富了我国农业系统温室气体排放研究的体系和框架,为后续研究奠定了基础,为农业排放控

制策略的制定提供了参考。然而,现有中国农业系统温室气体排放体系研究依然存在不足。目前对我国农业系统温室气体排放的研究对象通常局限于种植业,鲜有学者将农业系统的种植业和畜牧业一起进行研究,从而导致农业系统温室气体排放的测算不全面。同时考虑了种植业和畜牧业的研究成果通常具有区域局限性,局限于某一特定区域或省。另外,对全国农业系统温室气体排放进行研究的成果的数据尺度通常为全国或省级,且通常只考虑某一特定时间或一段连续时间,时间跨度不大。同时,农业系统温室气体排放核算没有建立统一的方法,各研究对农业系统排放源的选取不同导致核算结果出现一定差异,这不利于对农业系统碳排放情况的宏观把控和针对性减排政策的制定。

农业系统温室气体排放研究选取的农业系统碳排放源与研究区域差异较大,相关研究结论多具有片面性、局限性和不可比性,难以分析全国尺度的时空演变规律以指导农业系统温室气体减排工作。因此,本文基于排放因子法构建了包含种植业和牲畜养殖业的农业系统温室气体排放核算体系,系统核算了 1980—2020 年我国全国尺度上的农业系统温室气体排放,为进一步揭示空间异质性特征选取在区县级尺度下对 1980、2000、2011 年的中国农业系统的温室气体排放量进行核算,厘定了我国各区域农业系统碳排放的空间差异和结构特征,对比了不同阶段农业系统碳排放变化的时空异质性规律。本文的创新性在于,厘清了我国近 40 年农业系统温室气体排放的变化趋势和总量,并在区县尺度上对农业系统温室气体排放进行核算,揭示了空间差异性特征,为我国农业系统温室气体排放的动态特征以及现状规律提供了科学参考,从农业减排角度为实现双碳目标提供理论支撑。

1 研究方法和数据来源

1.1 农业系统温室气体排放核算

1.1.1 核算对象及核算边界

本研究拟分析近 40 年全国尺度农业系统温室气体排放趋势,参考 IPCC 国家温室气体清单指南^[19]并结合我国农业温室气体排放状况综合确定核算边界和核算对象。核算边界设为农作物种植与牲畜养殖的温室气体排放。农作物种植的温室气体排放核算包括农作物从播种到收获全过程中各项投入造成的直接和间接温室气体排放,主要有 3 个方面。一是农产品的投入,针对化肥(氮肥、磷肥、钾肥、复合肥)、农药等农业生产资料投入产品产生的温室气体排放;二是农作物播种和生长过程产生的温室气体排放以及翻耕破坏土壤表层而导致的有机碳流失,针对我国三大主要粮食作物稻谷、玉米和小麦的播种和生长进行核算,包括了稻田因淹水厌氧发酵产生的 CH₄ 排放(玉米和小麦为旱生作物,旱地作物生长过程中 CH₄ 的排放量可以忽略不计),作物生长过程土壤 N₂O 排放,化肥施用过程中的温室气体排放;三是农作物收获后秸秆焚烧处理和综合利用产生的碳流量。牲畜养殖行业温室气体排放核算主要针对我国主要牲畜品种(牛、马、驴、骡、猪)养殖温室气体排放。由于大牲畜(特别是反刍动物)和猪的养殖是我国温室气体排放的重要源头,核算主要包括了两方面:一是肠道发酵代谢过程中,寄生在牲畜消化道内的微生物发酵排出体外的甲烷排放;二是动物粪便管理缺氧产生的 CH₄ 排放及在施入土壤之前的贮存和处理引起的 N₂O 排放(图 1)。

1.1.2 核算方法

农业系统的温室气体排放核算采用排放因子法^[19]:

$$E = \sum_i E_i = \sum_i AD_i \times EF_i \quad (1)$$

式中, E 为农业系统温室气体排放总量, E_i 为第 i 种温室气体排放源的温室气体排放量, AD_i 为第 i 种温室气体排放源的排放因子, EF_i 为第 i 种温室气体排放源的温室气体排放系数。

本文中使用的排放因子主要参考联合国政府间气候变化专门委员会的评估报告,联合国粮食及农业组织,美国橡树岭实验室,中国生命周期基础数据库以及国内专家针对我国农业情况进行实验测量或计算并公开发表的数据。

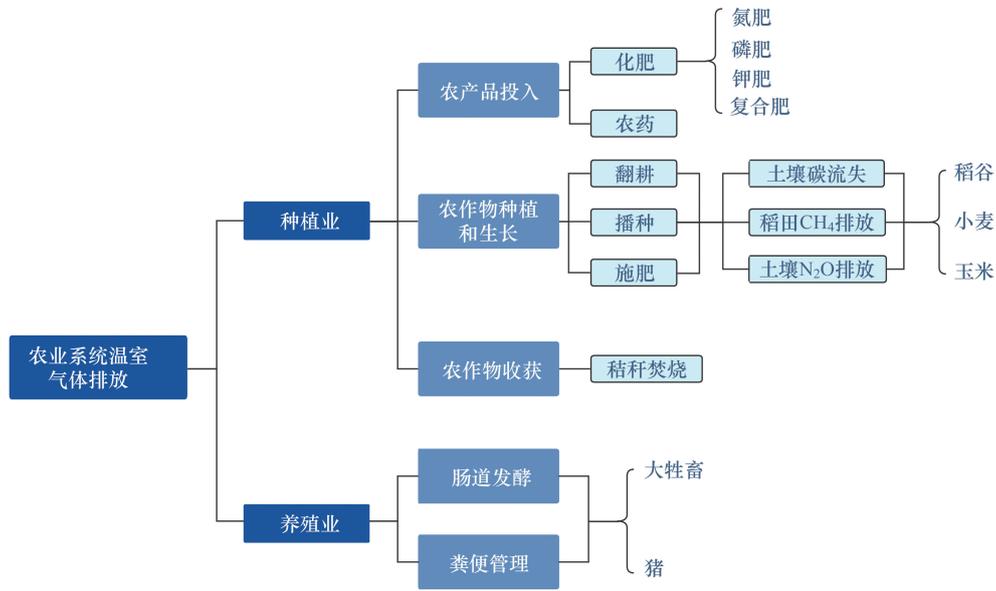


图 1 农业系统温室气体排放核算体系

Fig.1 Accounting system of greenhouse gas emission in agricultural system

(1) 农作物耕种温室气体排放核算

对于农作物耕种中投入的农药和化肥的生产带来的温室气体排放 EI , 核算公式为:

$$EI = \sum_{i=1}^5 f_i \times P_i \tag{2}$$

式中, P_i 表示第 i 种农产品投入量(氮肥、磷肥、钾肥、复合肥, 农药), f_i 表示投入的第 i 种农产品生产的温室气体排放系数, 见表 1:

表 1 农作物耕种中投入的农资产品生产的温室气体排放系数

Table 1 Greenhouse gas emission coefficients of agricultural products input in crop cultivation

| 排放源 Emission source | 温室气体排放系数 Greenhouse gas emission coefficient/(kg CO ₂ -e/kg) | 来源 Sources | |
|------------------------|--|---------------|------|
| 农药 Pesticides | 18.0917 | ORNL | |
| 化肥 Chemical fertilizer | 氮肥 Nitrogenous fertilizer | 1.5300 | CLCD |
| | 磷肥 Phosphate fertilizer | 1.6300 | CLCD |
| | 钾肥 Potash fertilizer | 0.6500 | CLCD |
| | 复合肥 Compound fertilizer | 1.7700 | CLCD |

ORNL:美国橡树岭国家实验室 Oak ridge national laboratory; CLCD:中国生命周期基础数据库 Chinese life cycle database

对于农作物播种和生长过程中产生的温室气体排放核算公式为:

$$ES = \sum_{j=1}^3 A_j \times (Ft + F_{N_2O}^j) \tag{3}$$

$$ER = A_1 \times Fr \tag{4}$$

$$EN = PN \times FN \tag{5}$$

$$EC = ER + ES + EN \tag{6}$$

式中, ES 表示土壤碳流量, 当 j 取 1, 2 和 3 时, A_j 分别表示稻谷、小麦和玉米的播种面积, Ft 表示翻耕温室气体排放系数, $F_{N_2O}^j$ 分别表示稻谷、小麦和玉米对应的 N_2O 排放系数; ER 表示稻田因淹水厌氧发酵产生的 CH_4 排放, Fr 为稻田的 CH_4 排放系数^[20]; EN 表示因施氮肥造成的 N_2O 排放, PN 表示氮肥施用量, FN 表示氮肥

施用的排放系数; EC 表示农作物种植和生长过程的总温室气体排放(表 2)。

表 2 农作物生长温室气体排放系数
Table 2 Greenhouse gas emission coefficient of crop growth

| 排放源 Emission source | 排放物 Emission | 排放系数 Emission coefficient | 来源 Sources |
|--------------------------------------|------------------|---|--|
| 翻耕 Plough | CO ₂ | 1146.2 kg/km ² | 伍芬琳等 ^[21] |
| 小麦 Wheat | N ₂ O | 冬小麦 2.05 kg/hm ² 春小麦 0.4 kg/hm ² | 庞军柱等 ^[22] 于克伟等 ^[23] |
| 玉米 Corn | N ₂ O | 2.532 kg/hm ² | 王少彬等 ^[24] |
| 稻谷 Rice | N ₂ O | 0.24 kg/hm ² | Wang ^[25] |
| 氮肥施用 Nitrogen fertilizer application | N ₂ O | 0.0125 kg/kg | IPCC |

翻耕的排放系数已根据 C 排放系数换算成 CO₂ 排放系数(CO₂ 排放系数=C 排放系数/12×44)

由于中国现代农业的飞速发展和人们生活水平的提高,大量农作物秸秆被露天焚烧,造成巨大的资源浪费和环境污染,同时会排放大量温室气体。本文考虑秸秆露天焚烧产生的 CO₂ 和 CH₄ 排放,首先计算秸秆产量

$$WS_j = WP_j \times SG_i \tag{7}$$

式中, WS_j 表示第 j 种农作物秸秆产量, WP_j 表示为第 j 种农作物的经济产量, SG_j 为第 j 种农作物的草谷比。随后,计算秸秆燃烧产生的温室气体排放量

$$EB = \sum_j WS_j \times Fb_j \times \delta_j \times \eta_j \tag{8}$$

式中, EB 表示农作物秸秆焚烧温室气体排放量, Fb_j 表示第 j 种农作物秸秆焚烧的排放系数^[26], δ_j 表示第 j 种农作物秸秆焚烧比^[27], η_j 表示第 j 种农作物秸秆焚烧效率^[28]。

(2) 牲畜养殖温室气体排放核算

对牲畜养殖温室气体排放,核算公式为:

$$EL = \sum_{kl} N_k \times Fl_{kl} \tag{9}$$

式中, EL 表示牲畜养殖温室气体排放量, N_k 表示第 k 种牲畜数量, Fl_{kl} 表示第 k 种牲畜数量第 l 种温室气体的排放系数见表 3。

表 3 主要牲畜养殖的分类温室气体排放系数

Table 3 Greenhouse gas emission coefficient of main livestock breeding classification

| 牲畜品种 Livestock breed | 肠道发酵 Intestinal fermentation | | 粪便管理 Manure management | | 牲畜品种 Livestock breed | 肠道发酵 Intestinal fermentation | | 粪便管理 Manure management | |
|-------------------------|--|--|--|--|-------------------------|--|--|--|--|
| | CH ₄ / (kg 头 ⁻¹ a ⁻¹) | CH ₄ / (kg 头 ⁻¹ a ⁻¹) | N ₂ O/ (kg 头 ⁻¹ a ⁻¹) | | | CH ₄ / (kg 头 ⁻¹ a ⁻¹) | CH ₄ / (kg 头 ⁻¹ a ⁻¹) | N ₂ O/ (kg 头 ⁻¹ a ⁻¹) | N ₂ O/ (kg 头 ⁻¹ a ⁻¹) |
| 奶牛 Cow | 61 | 18 | 1 | | 驴 ¹ Donkey | 10 | 0.9 | 1.39 | |
| 水牛 Buffalo | 55 | 2 | 1.34 | | 骡 Mule | 10 | 0.9 | 1.39 | |
| 其他牛 Other cattle | 47 | 1 | 1.39 | | 骆驼 Camel | 46 | 1.92 | 1.39 | |
| 马 Horse | 18 | 1.64 | 1.39 | | 猪 Pig | 1 | 4 | 0.53 | |

CH₄ 排放系数来源于 IPCC 第四次评估报告, N₂O 排放系数为参照 FAO 公布的中国畜禽排泄物 N₂O 排放量推算的排放系数^[29]

1.2 数据来源

本文农业系统温室气体排放的测算数据主要来源于中国农业调查队县域统计资料和年鉴,其中农作物播种面积以及经济产量数据来源于《中国统计年鉴》^[30]、《中国农业年鉴》^[31],化肥和农药数据来源于《中国农村统计年鉴》^[32],牲畜养殖数量来源于《中国畜牧业年鉴》^[33]、《中国畜牧兽医年鉴》^[34],区县级数据来源于中国农业调查队县域统计资料等数据资料。

2 结果与分析

2.1 农业系统温室气体排放时序特征

本文核算得到我国 1980—2020 年间以十年为间隔的农业系统温室气体排放量(图 2)。整体来看,1980—2020 年我国农业温室气体排放量呈现波动升高的趋势,其中 1980—2010 年保持正增长,2010—2020 年出现负增长。1980—2000 年的 20 年间,我国农业系统温室气体总排放量由 66536.21 万 t CO₂-e 升高到 85613.82 万 t CO₂-e,增长 28.67%,年均增长率 1.43%。得益于家庭联产承包责任制施行,农村的生产力有极大程度的提高,因此农业排放也大幅增长。2000—2010 年我国农业生产水平和产值较之前已有大幅度提高,该时期农业系统温室气体排放的年均增长率为 1.34%,但农业系统温室气体排放量年均增长率比 1980—2000 年间的平均增长率降低了约 0.1%。这段时期由于经济发展不平衡从而三农问题也逐渐显现,对农业生产活动产生了一定影响,导致温室气体排放的增长率有所降低。2010 年以来,我国实施绿色发展,“两型社会”等国家发展战略,2020 年农业系统温室气体排放总量为 97041 万 t CO₂-e,相比 2010 年略有下降,说明我国农业减排政策已初见成效,推测未来我国农业温室气体排放总量将呈现逐步下降趋势。

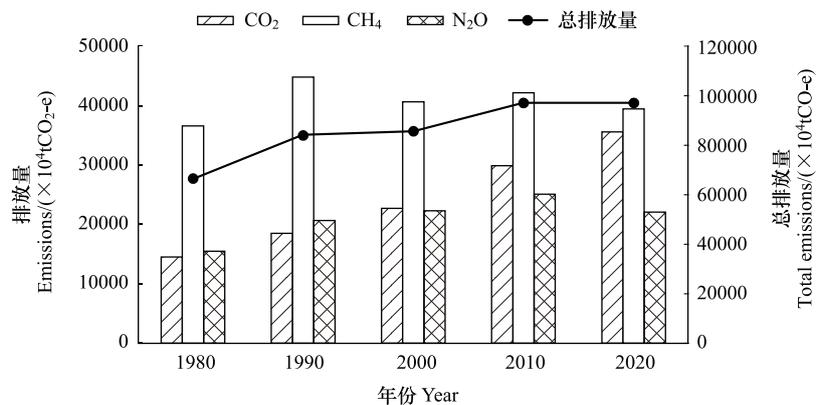


图 2 1980—2020 年中国农业系统温室气体排放量

Fig.2 Greenhouse gas emissions from Chinese agricultural system from 1980 to 2020

CO₂-e 表示 CO₂ 当量,CH₄ 和 N₂O 的 CO₂-e 核算结果根据 IPCC 第四次评估报告按 1 t CH₄、N₂O 所引发的温室效应分别相当于 25 t、298 t CO₂ 计算

从农业系统温室气体排放的结构来看(图 2),农业系统排放的温室气体中 CH₄ 排放的贡献明显高于其他气体,且随时间呈波动变化趋势。1980—1990 年的 CH₄ 排放量增长 22.44%,2000 年 CH₄ 排放量相较于 1990 年减少 9.23%,2000 年之后,CH₄ 排放量的变化幅度不大,2000—2010 年恢复增长趋势,增长 3.7%,而 2020 年相比于 2010 年 CH₄ 排放量有所下降,下降 6.45%。1980—2020 年我国农业系统 N₂O 的排放量呈先增长后下降趋势,其中 1980—2010 年 N₂O 排放量一直稳定增长,而 2020 年比 2010 年降低 11.97%。1980 年我国农业系统 N₂O 的排放量为 15465.31 万 t CO₂-e,略高于同年 CO₂ 的排放量,而 2000 年后,CO₂ 的排放量超过 N₂O 成为我国农业系统温室气体排放贡献第二大的气体。2000 年 N₂O 的排放量为 22291.42 万 t CO₂-e,比同年 CO₂ 的排放量低 1.76%。2000—2020 年,CO₂ 排放量呈持续增长趋势,年均增长率为 2.83%。1980—2020 年农业系统 CH₄、CO₂、N₂O 的排放量年均增长率分别为 0.2%、3.62%、1.07%,CH₄ 虽然是农业系统温室气体排放贡献最大的气体,但年均增长率较低,变化幅度比较平稳,CO₂、N₂O 两种气体排放量年均增长率较高,其中 CO₂ 最高,排放量增幅较大。

2.2 农业系统温室气体排放结构特征

从农业系统中的种植业和养殖业来看,1980、2000、2020 年种植业温室气体排放占比呈现先降低后升高的变化趋势,2000 年相比 1980 年有所降低,但依旧比养殖业高 24%。1980—2020 年全国种植业和养殖业产生的温室气体排放量平均占比分别为 67.33%和 32.67%,种植业的温室气体排放占比大于养殖业(图 3)。

我国种植业产生的主要温室气体有 CO₂、CH₄、N₂O,其中最主要的来源是稻田种植产生的 CH₄、秸秆焚烧产生的 CO₂ 以及氮肥施用产生的 N₂O(图 4)。1980 年,种植业 51.07%的温室气体排放来源于稻田种植。2000 年前后三农问题逐渐凸显,农民的种粮积极性和种植业的发展都受到一定程度的影响,水稻种植面积也大幅缩减,因此其产生的温室气体排放量占比也随之减少,导致 1980—2000 年 CH₄ 排放量也出现大幅下降。而 2000—2020 年由于废弃秸秆被大量露天焚烧,种植业 CO₂ 排放量明显不断升高,CH₄ 排放量也有所上升。同时,我国农业化肥及农药投入引起的温室气体排放呈现先增长后减少的趋势,2000 年由于农药的过量滥用严重污染环境并影响农业生态,农业部提出调整农业投入结构,减少农药使用量等政策,至 2020 年农药使用造成的温室气体排放已有一定减少。

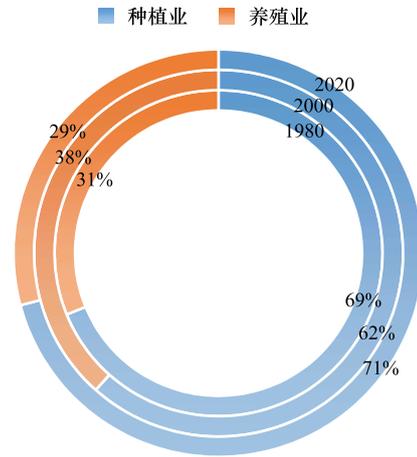


图 3 1980—2020 年我国种植业和养殖业温室气体排放量比例
Fig.3 Proportion of greenhouse emissions from planting and livestock breeding industries in China from 1980 to 2020

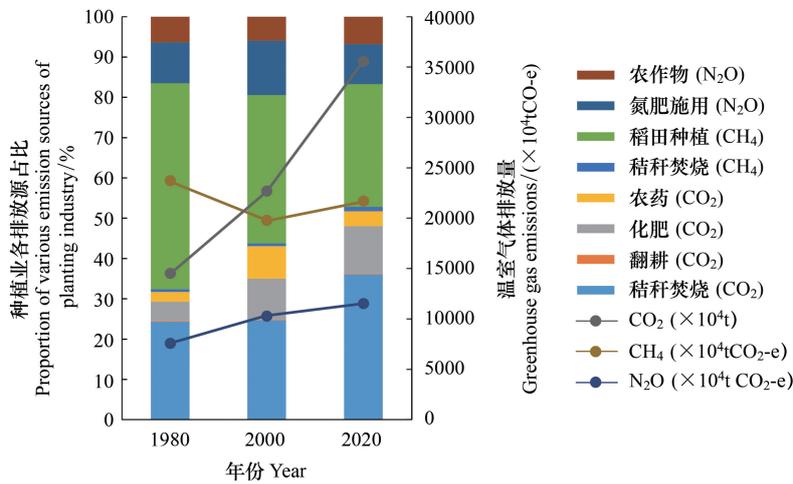


图 4 1980—2020 年我国种植业温室气体排放结构
Fig.4 Greenhouse gas emission structure of planting industry in China from 1980 to 2020

牲畜养殖业产生的温室气体主要是 CH₄ 和 N₂O,大部分来源于大牲畜特别是反刍动物的肠道发酵,以及动物粪便的综合利用和管理(图 5)。动物肠道发酵产生的 CH₄ 是牲畜养殖业最大的温室气体排放源,在牲畜养殖业的所有温室气体排放中平均占比 47.66%。粪便管理产生的 N₂O 是养殖业第二大排放气体,平均占比为 37.30%,同时粪便管理也会产生一定量的 CH₄ 排放,占养殖业温室气体排放总量的 15.03%。1980—2020 年我国养殖业不同时间段的不同排放来源温室气体占比几乎未发生结构性变化,但 1980—2000 年养殖业产生的 CH₄ 和 N₂O 的排放总量都随时间变化快速增长,特别是 CH₄ 的排放量增幅较大。而由于大牲畜和猪的养殖导致的温室气体排放是牲畜养殖排放的主要来源,近年来由于受到牲畜疫病特别是猪瘟影响,

2020 年 CH_4 和 N_2O 排放量相比于 2000 年均有明显降低。

从我国农业系统不同温室气体排放构成来看, CH_4 是排放量占比最高的温室气体, 1980、2000、2020 年占总排放量比例分别为 55%、47%、40%, 占比随时间呈下降趋势, 而 CO_2 的排放量占比则逐年升高, N_2O 占比则不断波动, 2020 年 CO_2 和 N_2O 的排放量占比分别达到 37%、23% (图 6)。

CH_4 作为农业温室气体排放量贡献最大的气体, 排放源有稻田种植、秸秆焚烧以及动物的肠道发酵和粪便管理(图 7)。其中, 稻田种植是最主要的排放源, 1980 年其 CH_4 排放占农业系统所有 CH_4 排放来源的 64%, 2000 年有所下降, 占比为 47.74%, 1980—2020 年平均占比为 54.96%, 表示农业系统有一半 CH_4 排放来源于稻田淹水厌氧发酵产生。牲畜的肠道发酵是农业系统 CH_4 排放第二大来源, 其排放量占农业系统所有 CH_4 排放的比例由 1980 年的 27.8% 升高至 2000 年的 40.04%, 2020 年比 2000 年下降 7.26%。另外, 肠道发酵和粪便管理的 CH_4 排放平均占比分别为 33.3%、10.50%, 秸秆焚烧产生的 CH_4 平均占比最低为 1.25%。 CO_2 是农业系统中温室气体排放占比第二大的气体, 其最主要的排放源即为秸秆焚烧产生的 CO_2 , 平均占比达到 67.90%, 其次是化肥、农药的农产品投入间接产生的 CO_2 , 平均占比分别为 20.50% 和 11.17%, 翻耕造成的土壤有机碳流失产生的 CO_2 相对较少, 平均占比不足 0.5%。 N_2O 的农业系统排放来源按贡献由大到小主要有动物的粪便管理、氮肥施用以及农作物生长导致的土壤 N_2O 排放。动物的粪便管理是我国农业系统 N_2O 排放的最主要来源, 平均占比为 50.89%, 其次是氮肥施用产生的 N_2O 排放, 平均占比为 31.05%。我国主要三大农作物小麦、玉米、稻谷生长产生的 N_2O 排放平均占比为 18.07%, 其中小麦、玉米作为旱生作物生长时土壤排放的 N_2O 排放量多于稻谷, 平均占比分别为 7.14% 和 9.87%。

2.3 农业系统温室气体排放空间特征

我国县域尺度农业系统温室气体排放量呈现出较为显著的区域分布差异(图 8)。从时间变化来看, 1980 年我国农业系统温室气体排放量较高的县区主要集中在长江流域东南部以及南部沿海地区, 高排放县区集中在江苏、江西、广东、广西、湖北和湖南等地, 我国东北和西北部分地区也有较高的农业系统温室气体排放。2000 年我国农业系统温室气体排放量升高明显的区域集中于东北部分地区, 特别是陕西、吉林和黑龙江等地的部分县区, 而我国北部、西部和西北部的农业系统温室气体排放量相对来说有所下降, 东南部地区农业排放

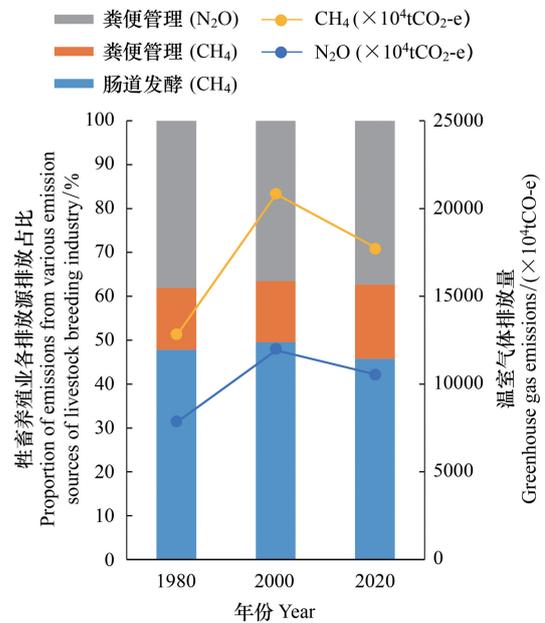


图 5 1980—2020 年我国养殖业温室气体排放结构

Fig. 5 Greenhouse gas emission structure of livestock breeding industry in China from 1980 to 2020

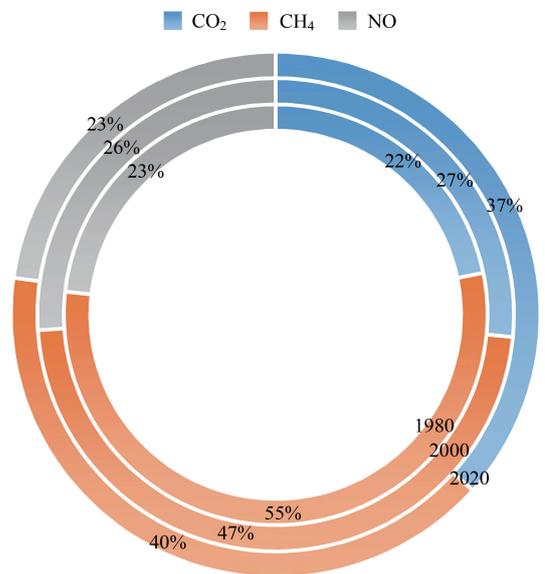


图 6 1980—2020 年我国农业系统不同温室气体排放比例

Fig. 6 Different greenhouse gas emission ratios of Chinese agricultural system from 1980 to 2020

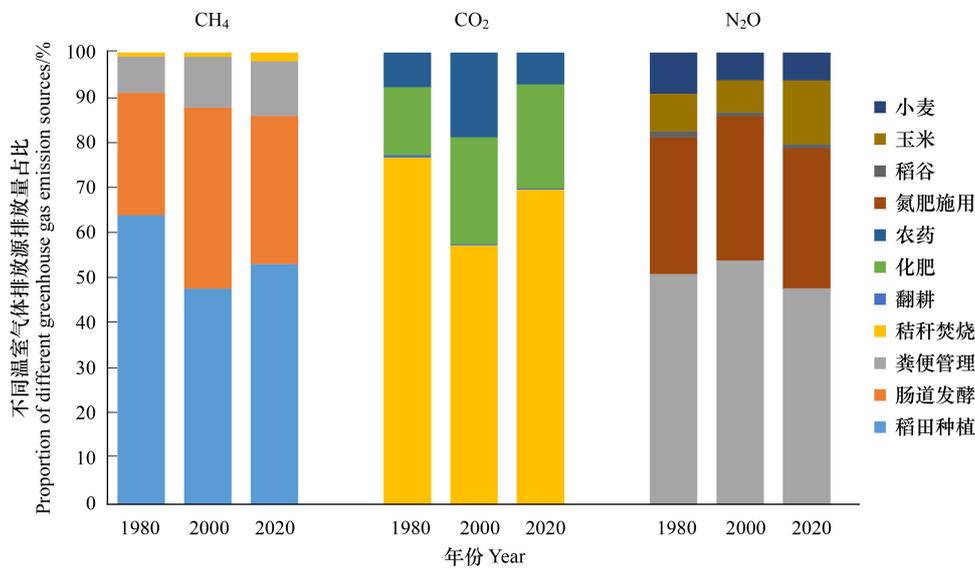


图7 1980—2020年我国农业系统不同温室气体排放情况

Fig.7 Different greenhouse gas emissions of Chinese agricultural system from 1980 to 2020

量依旧很高。2011年西北地区农业系统温室气体排放水平总体较低,说明我国为保护和改善西部生态环境实施退耕还林政策已有成效。由于农业经济发展和农民收入水平提高,农业技术进步和农业投入不断增加,新疆西部、北部以及宁夏等县区农业系统温室气体排放水平相较于2000年有明显提高,东北部地区农业系统温室气体排放量也进一步增长,特别是处于吉林省、黑龙江和辽宁的部分县区。长江流域和南部沿海地区的农业系统温室气体排放水平较稳定,这些地区高投入、高消耗、高排放的农业生产方式一直是我国农业系统温室气体排放的重要来源。总体而言,1980—2011年间我国农业系统温室气体排放总量一直不断升高,不同地区的农业系统温室气体排放量水平与其农业生产规模成正比,区域分布呈现出不断集中的特点。

从不同温室气体排放的时空分布来看,对于CH₄排放,我国农业系统CH₄排放主要分布在秦岭及淮河以南地区。由于水稻种植是我国农业系统CH₄排放的最主要来源,因此我国的一些水稻主产区如长江中下游平原、珠江流域的河谷平原和三角洲地带的CH₄的排放量较高。1980—2011年我国西部及东北部CH₄排放量逐渐增长,特别是部分处于新疆、青海、内蒙古等地的县区。这些地区具有地广人稀、降水量少等特点,虽然不宜种植业发展,但适宜牧草生长,是我国畜牧业的主要分布地区,多养殖大牲畜和反刍类动物,其肠道发酵和粪便管理是这些地区CH₄排放高的主要原因。对于CO₂排放,我国农业系统CO₂高排放量的县区主要分布于东北地区、长江下游及东部沿海地区,西北也有少量地区存在较高的CO₂排放。秸秆露天焚烧是最主要的农业系统CO₂排放来源,我国东北地区和西部部分地区是地广人稀的产粮区,主要种植旱地作物,秸秆剩余量较大,秸秆资源利用率低,因此CO₂排放量大。华东地区的农村经济较发达,农业经济发展水平领先,农民生活用能商品化程度高,因此也存在大量的废弃秸秆剩余,露天焚烧的秸秆量大,从而使得这些地区的CO₂排放量也普遍较高。1980—2000年,东北地区的CO₂排放逐渐向吉林省、辽宁省北部和内蒙古东部集中,西北地区的排放量也有一定增加,而我国西南部和云贵高原地区的CO₂排放整体有所减少。2000—2011年,东北地区的CO₂排放进一步加深,西北特别是新疆南部CO₂排放量有明显增长。对于N₂O排放,农业系统N₂O的排放主要来自于动物特别是役畜的养殖,青藏高原地区、内蒙古高原的丰水地以及新疆天山两侧的高山牧场都是我国主要牲畜的饲养区,因此具有较高的N₂O排放。而位于我国东北部和东南部的的主要粮食产区由于农业投入量高,因此氮肥施用量也随之增加,而氮肥施用也是农业系统N₂O排放的重要来源,因此N₂O的排放水平高。1980—2000年,我国东北地区、长江流域和珠江流域的N₂O排放有一定增长,2000—2011年我国西部地区特别是新疆西部地区N₂O排放增加,东北和华中地区N₂O排放也进一步增长。总体来说,1980—

2011 年 N₂O 排放的分布情况较为稳定,空间结构随时间变化不大。

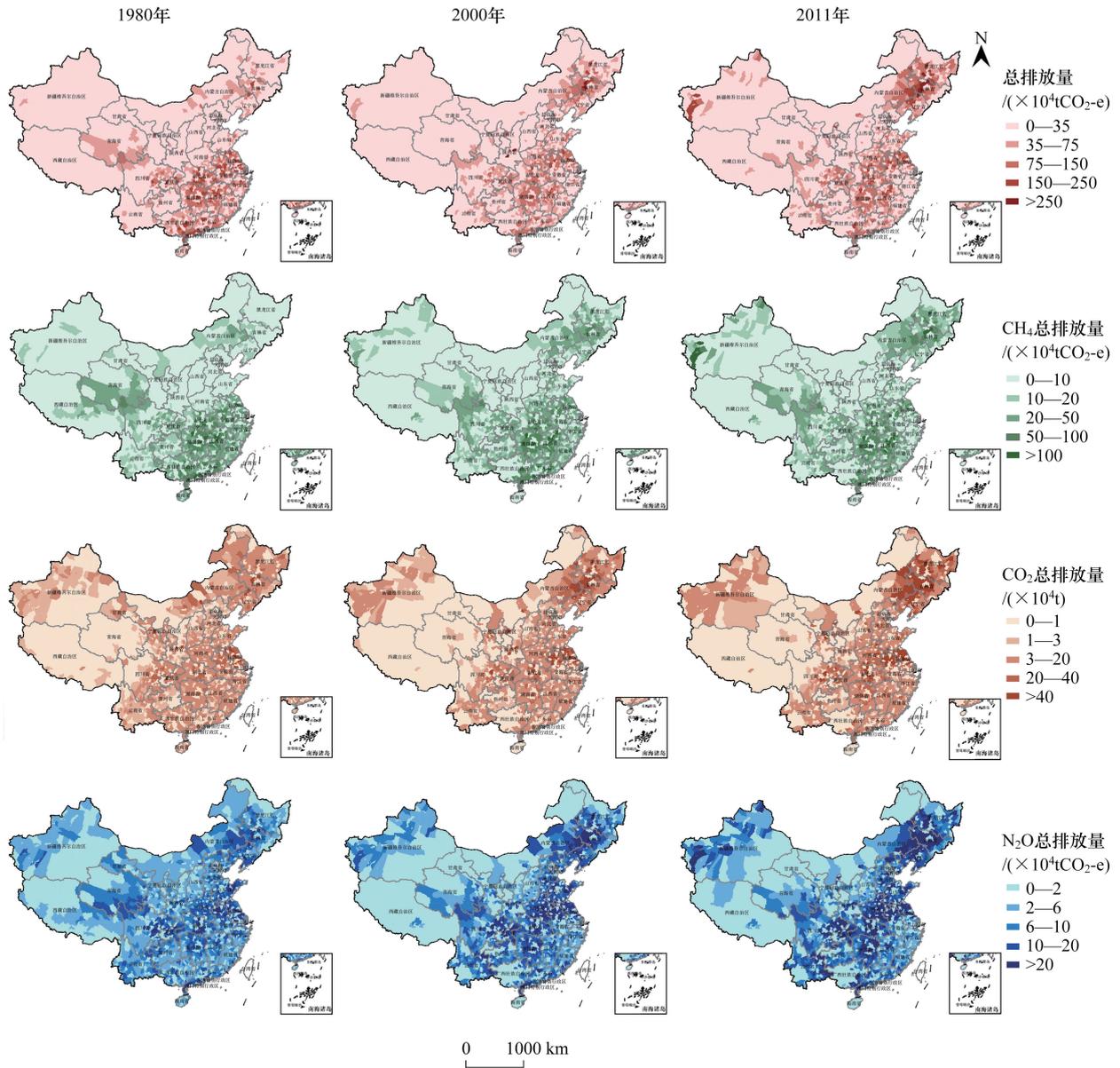


图 8 1980—2011 年我国县级农业系统温室气体排放空间分布图

Fig.8 Spatial distribution map of greenhouse gas emissions from County-Level Agricultural System in China from 1980 to 2011

根据我国农业系统温室气体排放量的变化情况的的空间分布(图 9),1980—2011 年间我国农业系统温室气体排放总体上呈现集中趋势,排放量由商品经济发达地区向农业经济依赖程度高的地区转移。统计我国不同区域的县区农业系统温室气体增减排情况发现,我国东北、华北、西南地区 80% 以上的县区都存在排放量增长情况,其中东北地区排放有增长的县区占比最高达到 98.01%。华东地区 48.46% 的县区的农业系统温室气体排放量有所下降,是我国减排程度最高的地区。从县域排放量变化情况来看,西北地区、东北地区、黄淮海平原、长江流域、东南沿海地区均有明显的排放变化,是我国排放量变化的热点地区。西北地区排放量增长呈现自东向西的空间趋势,排放量增长的地区主要是青海省西部,西藏北部以及新疆的大部分县区,特别是新疆西部有显著增长,主要是由于这些地区着力优化农业产业体系,推动生产要素向优势产区集聚。东北地区呈现由外向内集中的趋势,排放量较高的地区逐渐向吉林省与辽宁省、内蒙古自治区交界的县区集中,这些地区土壤肥沃、地形平坦、土地面积大、灌溉水源丰富、便于机械化农业生产,农业的集约化发展促使这些地区排

放量的上升。黄淮海平原的排放变化较大,排放增长显著的区域主要是江苏省北部、安徽省北部与河南省南部交界地区,农村经济体制改革后,黄淮海地区是我国农地流转的典型地区^[35],从而导致该地区排放量的变化。长江流域是我国水稻的主要产区 and 灌溉区,而水稻种植产生的 CH_4 排放则主要来源于稻田灌溉区^[36],随着农业经济的发展水稻产量不断增长是这些地区具有较高的排放量的主要原因。东南沿海地区的排放量的减少自内陆向沿海地区不断加深,这些地区由于农业经济较发达,农业结构不断完善,因此农业系统温室气体排放量有明显减少。

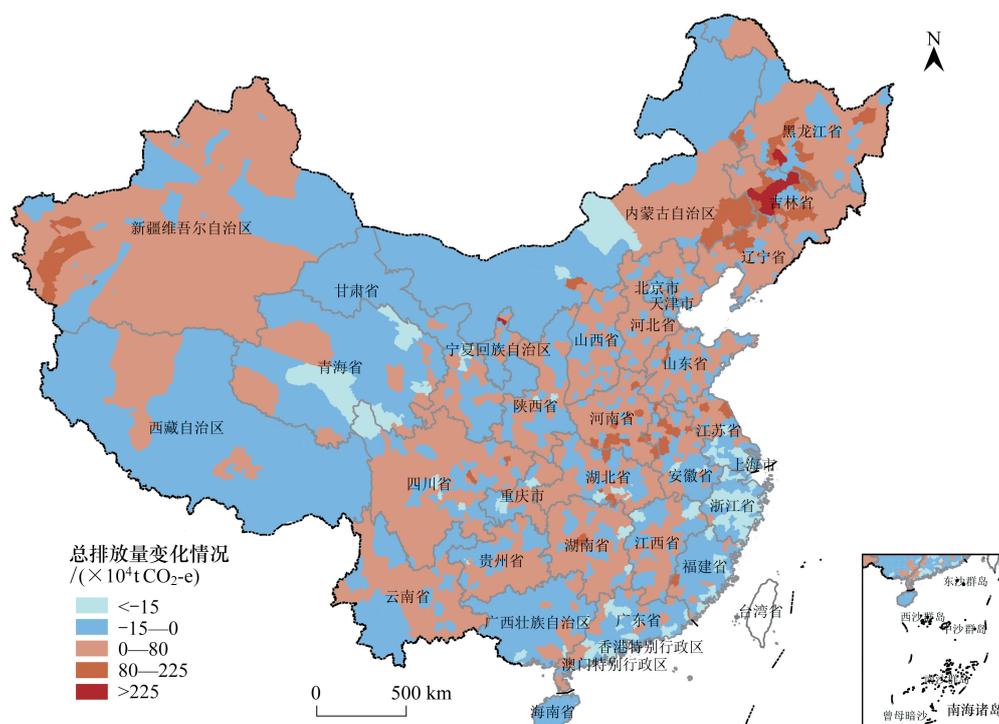


图9 1980—2011年我国农业系统温室气体总排放量变化情况图

Fig.9 Change of total greenhouse gas emissions of Chinese agricultural system from 1980 to 2011

3 讨论

1980—2020年我国的农业系统温室气体排放总量从6.65亿 $\text{t CO}_2\text{-e}$ 增长至9.70亿 $\text{t CO}_2\text{-e}$,呈波动增长趋势,增长了近46%。近40年增长速率在不同时段也存在差异,1980—2000年增长(28.67%)高于2000—2020年的增长水平(13.35%)。《中华人民共和国气候变化第三次国家信息通报》统计数据^[37]表明我国2010年农业活动产生的温室气体排放总量为8.28亿 t 二氧化碳当量,由于本文考虑了农作物种植等 CO_2 排放,同年核算结果(9.71亿 t)略高于该结果。据2014年国家温室气体排放清单的结果显示^[38],我国农业温室气体排放量为8.3亿 t 二氧化碳当量,相比本文结果发现2014年排放量比1980年增长了约25%,比2010年降低了约15%。与国内专家的农业排放结果^[39]比较,2017年中国农业排放总量为13.7亿 t ,高于本文核算结果,根据其在不同情景下中国农业碳排放的预测,2020年碳排放总量约为14—15亿 t ,该结果比本文的核算结果高约5亿 t 。

1980—2020年我国农业系统中种植业的温室气体平均排放总量(占比67.33%)高于牲畜养殖业(占比32.67%), CH_4 、 CO_2 和 N_2O 是农业系统排放的主要温室气体,其中 CH_4 排放贡献最大(平均占比47.33%), CO_2 的贡献比例有增大的趋势, N_2O 的排放占比和排放结构变化较小。研究发现我国农业系统温室气体排放与地区农业经济发展水平、人口密度和城镇化水平存在显著相关关系。我国农业温室气体排放结构和分布情

况与不同地区的农业生产方式有关,CH₄ 排放源主要来源于稻田种植和农作物秸秆燃烧(56.20%),同时 CH₄ 排放量高的地区多位于我国主要的粮食产区,主要包括长江中下游平原、珠江流域的河谷平原和三角洲地带等地区,以及东北地区和新疆天山地区等旱地作物产区。CO₂ 排放量主要源于秸秆的露天焚烧(67.91%),因此我国粮食产量高且地广人稀的东北、西北等地区,以及农民收入水平高、农用能源商品率高的华东地区是农业 CO₂ 的主要排放地区。农业 N₂O 的排放主要由于畜牧养殖(50.89%)和氮肥施用(31.05%),与空间分布显示的 N₂O 排放量较高的县区主要分布于我国的主要畜牧养殖地区的情况相符,如青藏高原、内蒙古和新疆等地,以及我国农业经济发展水平高的长江流域以及珠江三角洲地区。

研究厘清了中国农业系统近 40 年温室气体排放时间变化规律与空间分布异质性特征,有助于推动我国农业系统核算体系进一步完善,并为我国未来农业减排目标与政策的制定提供科学参考。根据我国的农业温室气体排放的核算结果以及不同地区的排放特点,给出以下政策建议:

(1) 针对种植业排放占比较大的问题,可采取合理施用化肥和有机肥的措施,避免过量施氮。农用化肥产品的投入,特别是氮肥的施用是农业系统温室气体排放的重要来源,施用化肥会产生 CO₂、CH₄ 等温室气体。我国农业经济发达、农产品商品率高的华中地区,需制定精准施肥策略,综合考虑种植业和养殖业协同管理,合理分配和使用农作物种植和牲畜养殖资源,减少氮肥、增加有机肥和动物粪肥的施用,进一步深化农业施肥现代化,以减少 N₂O 的排放。

(2) 由于 CH₄ 为农业排放贡献最大的温室气体,建议优化农田,尤其是稻田种植区的水肥管理以降低 CH₄ 排放。CH₄ 排放平均占农业系统温室气体排放总量的 47.33%,同时 CH₄ 排放是仅次于 CO₂ 的导致全球变暖的第二大原因,而 CH₄ 在大气中的寿命比 CO₂ 短,因此相比于 CO₂,减少 CH₄ 排在限制全球升温方面有更立竿见影的效果。从 CH₄ 排放排放量的空间分布来看,应对华中平原和长江、珠江等主要河流流域等主要稻田种植区域进行合理土壤水分管理和有机肥施用,以达到减少 CH₄ 排放的目标。

(3) 由于 CO₂ 排放量占比增高,建议进一步提升农作物秸秆的综合利用率。秸秆的露天焚烧是农业系统温室气体排放的重要来源,我国农业 CO₂ 排放中 65%以上是来自秸秆的露天焚烧,造成了资源的严重浪费和环境污染。秸秆的综合利用方式有肥料化、饲料化、燃料化、基料化、原料化。近年来提高秸秆综合利用率和禁止秸秆露天焚烧政策使得农业系统温室气体排放量有所减少。然而,以旱地农作物为主要粮食作物的东北地区 and 西北地区的农作物秸秆产量和 CO₂ 排放仍较高,因此,需重点提升该类地区的秸秆综合利用效率,降低温室气体减排量。

(4) 由于 N₂O 的排放占比变化较小,可从改善 N₂O 的排放结构角度考虑,发展低碳牲畜养殖。我国 N₂O 排放主要来自于牲畜的肠道发酵和粪便管理,在我国青藏高原地区、内蒙古高原的丰水地以及新疆天山两侧的高山牧场等主要畜牧养殖地,应推广在牲畜养殖过程中控制饲养和粪便管理措施,如通过改变饲料成份提高饲能比,将粪便废弃物资源集中处理循环利用,以减少环境污染和碳氮排放。

(5) 针对我国农业温室气体排放的空间分布和差异,应清晰认识我国农业系统温室气体排放的区域和结构差异,科学规划种植业和养殖业的农业资源分配。制定农业生产政策时应考虑不同地区的资源禀赋及技术水平等方面的差异,因地制宜地提高农业生产效率,优化农业生产要素投入,合理化种植业和养殖业结构。例如,对于我国东北地区应控制小麦玉米等旱地作物的种植和提高农副产品利用率,而对长江流域以及珠江三角洲地区则应精准控制水稻的种植生长过程以及土壤管理,对于我国西北地区和内蒙古地区,则应合理规划牲畜养殖规模,促进农业生产智能化、精准化、绿色化,从而减少我国总体农业系统温室气体排放,实现农业资源充分利用、生态环境保护以及农业经济可持续发展。

参考文献 (References):

- [1] Kiehl J T, Trenberth K E. Earth's annual global mean energy budget. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 1997, 78(2): 197-208.
- [2] IPCC. *Climate change 2013: The physical science basis*//Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

- [3] Crippa M, Solazzo E, Guizzardi D, Monforti-Ferrario F, Tubiello F N, Leip A. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*, 2021, 2(3): 198-209.
- [4] Griggs D, Noguer M. Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. *Weather*, 2002, 57(8): 267-269.
- [5] Cole C V, Duxbury J, Freney J, Heinemeyer O, Minami K, Mosier A, Paustian K, Rosenberg N, Sampson N, Sauerbeck D, Zhao Q. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49(1/2/3): 221-228.
- [6] United Nations Environment Programme. Emissions Gap Report 2021: The Heat is On - A World of Climate Promises Not Yet Delivered. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP) and UNEP DTU Partnership, 2021.
- [7] 国家发展和改革委员会应对气候变化司. 中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报. 北京: 中国经济出版社, 2013.
- [8] West T O, Marland G. Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. *Environmental Pollution*, 2002, 116(3): 439-444.
- [9] Pretty J, Ball A. Agricultural influences on carbon emissions and sequestration: a review of evidence and the emerging trading options. Centre for Environment and Society Occasional Paper, 2001, 3:31.
- [10] Panchasara H, Samrat N H, Islam N. Greenhouse gas emissions trends and mitigation measures in Australian agriculture sector—A review. *Agriculture*, 2021, 11(2): 85.
- [11] Lesschen J P, van den Berg M, Westhoek H J, Witzke H P, Oenema O. Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors. *Animal Feed Science and Technology*, 2011, 166/167: 16-28.
- [12] Zhang H, Guo S D, Qian Y B, Liu Y, Lu C P. Dynamic analysis of agricultural carbon emissions efficiency in Chinese provinces along the Belt and Road. *PLoS One*, 2020, 15(2): e0228223.
- [13] 田云, 林子娟. 长江经济带农业碳排放与经济增长的时空耦合关系. *中国农业大学学报*, 2021, 26(1): 208-218.
- [14] 邱子健, 靳红梅, 高南, 徐轩, 朱津宏, 李庆, 王子清, 徐拥军, 申卫收. 江苏省农业碳排放时序特征与趋势预测. *农业环境科学学报*, 2022, 41(3): 658-669.
- [15] 王钰乔, 濮超, 赵鑫, 王兴, 刘胜利, 张海林. 中国小麦、玉米碳足迹历史动态及未来趋势. *资源科学*, 2018, 40(9): 1800-1811.
- [16] Xu X M, Lan Y. Spatial and temporal patterns of carbon footprints of grain crops in China. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 146: 218-227.
- [17] 李波, 张俊飏, 李海鹏. 中国农业碳排放时空特征及影响因素分解. *中国人口·资源与环境*, 2011, 21(8): 80-86.
- [18] 田云, 张俊飏, 尹朝静, 吴贤荣. 中国农业碳排放分布动态与趋势演进——基于 31 个省(市、区)2002—2011 年的面板数据分析. *中国人口·资源与环境*, 2014, 24(7): 91-98.
- [19] National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.
- [20] 田云, 张俊飏. 中国农业生产净碳效应分异研究. *自然资源学报*, 2013, 28(8): 1298-1309.
- [21] 伍芬琳, 李琳, 张海林, 陈卓. 保护性耕作对农田生态系统净碳释放量的影响. *生态学杂志*, 2007, 26(12): 2035-2039.
- [22] 庞军柱, 王效科, 牟玉静, 欧阳志云, 张红星, 逯非, 刘文兆. 黄土高原冬小麦地 N₂O 排放. *生态学报*, 2011, 31(7): 1896-1903.
- [23] 于克伟, 陈冠雄, 杨思河, 吴杰, 黄斌, 黄国宏, 徐慧. 几种旱地农作物在农田 N₂O 释放中的作用及环境因素的影响. *应用生态学报*, 1995, 6(4): 387-391.
- [24] 王少彬, 苏维瀚. 中国地区氧化亚氮排放量及其变化的估算. *环境科学*, 1993, 14(3): 42-46.
- [25] WANG Zhi-ping. Estimation of nitrous oxide emission of farmland in China. *Rural Eco-Environment*, 1997, 13(2): 51-55.
- [26] Jenkins B M, Turn S Q, Williams R B, Goronea M, Abd-el-Fattah H. Atmospheric pollutant emission factors from open burning of agricultural and forest biomass by wind tunnel simulations, Volume 1. California: California State Air Resources Board, 1996.
- [27] 张国, 逯非, 赵红, 杨广斌, 王效科, 欧阳志云. 我国农作物秸秆资源化利用现状及农户对秸秆还田的认知态度. *农业环境科学学报*, 2017, 36(5): 981-988.
- [28] Turn S Q, Jenkins B M, Chow J C, Pritchett L C, Campbell D, Cahill T, Whalen S A. Elemental characterization of particulate matter emitted from biomass burning: wind tunnel derived source profiles for herbaceous and wood fuels. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1997, 102(D3): 3683-3699.
- [29] 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.
- [30] 中华人民共和国国家统计局编. 中国统计年鉴. 北京: 中国统计出版社, 2015.
- [31] 《中国农业年鉴》编辑委员会. 中国农业年鉴. 北京: 中国农业出版社, 1999.
- [32] 国家统计局农村社会经济调查司. 中国农村统计年鉴(2018). 北京: 中国统计出版社, 2019.
- [33] 《中国畜牧业年鉴》编辑委员会. 中国畜牧业年鉴. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [34] 《中国畜牧兽医年鉴》编辑委员会. 中国畜牧兽医年鉴. 北京: 中国农业出版社, 2017.
- [35] 金贵, 邓祥征, 陈冬冬, 王佩, 孙中孝. 黄淮海平原农地流转空间分布与格局特征. *资源科学*, 2016, 38(8): 1515-1524.
- [36] Carlson K M, Gerber J S, Mueller N D, Herrero M, MacDonald G K, Brauman K A, Havlik P, O'Connell C S, Johnson J A, Saatchi S, West P C. Greenhouse gas emissions intensity of global croplands. *Nature Climate Change*, 2017, 7(1): 63-68.
- [37] 中华人民共和国生态环境部. 中华人民共和国气候变化第三次国家信息通报. 2018
- [38] 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告. 2018.
- [39] 褚力其, 姜志德, 任天驰. 中国农业碳排放经验分解与峰值预测-基于动态政策情景视角. *中国农业大学学报*, 2020, 25(10): 187-201.