农业资源与环境学报 CSCD核心期刊 中文核心期刊 中国科技核心期刊
JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT
欢迎投稿 http://www.aed.org.cn

2000—2020年中国种植业温室气体排放评估及变化

李媛, 左丽君

引用本文:
李媛, 左丽君. 2000—2020年中国种植业温室气体排放评估及变化[J]. 农业资源与环境学报, 2025, 42(6): 1493−1504.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13254/j.jare.2025.0227

李媛, 左丽君. 2000—2020年中国种植业温室气体排放评估及变化[J]. 农业资源与环境学报, 2025, 42(6): 1493-1504.
LI Y, ZUO L J. Assessment of greenhouse gas emissions and changes in China's crop farming sector, 2000 to 2020 [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2025, 42(6): 1493-1504.

开放科学 OSID

2000—2020年中国种植业温室气体排放评估及变化

李媛[1,2], 左丽君[1*]

(1.中国科学院空天信息创新研究院, 北京 100101; 2.中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要: 农业生产是全球温室气体排放的第二大来源, 评估种植业的碳排放总量、结构以及时空变化, 对于发展绿色农业、实现农业减排增效具有重要意义。本研究基于文献分析法、IPCC清单估算法构建了种植业的温室气体(包括CO_2、CH_4和N_2O)排放核算体系, 系统估算了2000、2010年和2020年我国省级尺度种植业温室气体排放情况, 并对排放总量、变化趋势、来源结构和空间格局变化情况进行分析。研究发现, 2000—2020年我国种植业温室气体排放总量呈先上升后下降趋势, CO_2排放的贡献率最大, 为38.39%~45.48%, 高于其他气体; 水稻种植、氮肥生产和农田管理排放是种植业温室气体的主要来源, 三者总排放量在2010年最高, 达47 084.11万t(以CO_2-eq计), 占种植业温室气体排放的77.52%, 占比呈下降趋势。各省种植业温室气体排放量的时间变化相对较小, 但省际间的总量差异较为明显, 总体呈现北低南高、西低东高的分布格局。由于各省的农业发展水平和种植偏好的不同, 温室气体排放构成也有一定差异, 各省排放构成分为水稻驱动型、氮肥依赖型、机械密集型和耕地变化排放型。水稻种植产生的CH_4排放是南方温室气体的主要来源; 而西北农机使用则是温室气体的最主要来源。从时间变化特征来看, 主要表现为中部南部集中连片上升、东南和东北部下降、西北部上升。研究结果可为我国种植业"双碳"目标的政策制定提供依据和建议。

关键词: 种植业; 温室气体; 排放估算; 时空变化; 减排对策
中图分类号: X71 **文献标志码**: A **文章编号**: 2095-6819(2025)06-1493-12 **doi**: 10.13254/j.jare.2025.0227

Assessment of greenhouse gas emissions and changes in China's crop farming sector, 2000 to 2020

LI Yuan[1,2], ZUO Lijun[1*]

(1.Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Agriculture ranks as the second-largest global source of greenhouse gas (GHG) emissions. Evaluating the total carbon emissions, structural composition, and spatiotemporal patterns holds critical significance for promoting sustainable agriculture and achieving emission reduction targets. This study established a GHG (CO_2, CH_4, N_2O) accounting framework for crop production through literature analysis and IPCC inventory methodology, systematically quantifying provincial-level emissions in 2000, 2010, and 2020 while analyzing emission trends, source structures, and spatial dynamics. Key findings revealed an initial increase followed by decline in China's agricultural GHG emissions from 2000 to 2020, with CO_2 contributing the largest proportion (38.39%-45.48%). Rice cultivation, nitrogen fertilizer production, and field management constituted primary emission sources, peaking at 470.841 1 million metric tons CO_2-eq in 2010 (77.52% of total emissions), their relative contribution had gradually decreased. Provincial emissions exhibited minimal temporal fluctuation but substantial spatial heterogeneity, demonstrating a low north-high south, low west-high east distribution pattern. Due to disparities in agricultural development levels and cropping preferences, emission compositions varied among provinces, categorized into four types: rice-driven, nitrogen fertilizer-dependent, machinery-intensive, and land-use-change emissions. In southern regions, CH_4 emissions from rice cultivation dominated greenhouse gas sources, while in the northwest, agricultural machinery use constituted the primary emission source. Temporally, emissions display concentrated increased in central and southern regions, declined in the southeast

收稿日期: 2025-03-19 **录用日期**: 2025-05-29
作者简介: 李媛(2001—), 女, 内蒙古呼和浩特人, 硕士研究生, 研究方向为种植业温室气体排放。E-mail: lyuanyuan0919@163.com
***通信作者**: 左丽君 E-mail: zuolj@aircas.ac.cn
基金项目: 国家自然科学基金项目(T2261129473)
Project supported: National Natural Science Foundation of China(T2261129473)

and northeast, and a rising trend in the northwest. The results can provide refference for policy-making in respect of carbon emissions in China′s crop planting.

Keywords: crop farming; greenhouse gas; emissions estimation; spatiotemporal variation; emission reduction strategy

联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)第六次评估报告显示,2010—2019年全球平均气温较工业化前上升1.07 ℃,主要归因于人类活动(自然影响仅-0.1~0.1 ℃)[1]。气候变暖已引发生态退化、生物多样性丧失等全球性风险,降低温室气体排放,实现低碳绿色经济已经成为世界发展潮流[2]。我国承诺2030年前碳达峰、2060年前碳中和,并将"双碳"工作列为重点任务。根据IPCC的第五次评估报告,农业是全球第二大温室气体排放源(占比20%~35%)[3]。我国作为农业大国,种植业产值占农业总产值的65%以上[4],低碳转型对实现减排目标至关重要。开展不同时期、不同区域的种植业碳排放核算与特征分析,是实现我国"双碳"目标、推动绿色农业发展、助力全球气候治理的关键路径。

国内外农业温室气体排放研究多聚焦于排放源解析、测算方法创新及减排对策探究等方面。在排放源方面,大多研究从土地利用变化[5]和农业生产活动[6]两个角度进行探索。而现有研究显示,水稻种植(CH_4排放)、氮肥施用(N_2O)及畜牧业(肠道发酵CH_4)是农业生产活动中较为主要的贡献源[4]。2015年是我国农业温室气体排放强度转折点,至2020年作物生产排放强度下降16%,主要归因于化肥减量增效(氮肥利用率提升至40.2%)与水稻种植模式优化(减排效率达30%)[7]。测算方法主要包括IPCC清单法、碳足迹核算、决策树法、物质平衡法以及实测法等。但IPCC清单法仍是主流,在大尺度评估中应用最广[8]。例如Zuo等[9]利用IPCC法计算了我国14种作物种植、施肥、灌溉和稻田水分管理变化过程中的温室气体排放量。与此同时,例如稻田甲烷排放模型(CH_4MOD)、反硝化-分解模型(DNDC)等结合区域特性的生物地球化学模型模拟也逐渐普及,支持精细化核算[8],如CH_4MOD模型对我国稻田甲烷排放的模拟误差小于10%[10]。减排对策方面,强调技术改进与政策协同,例如推广间歇灌溉以减少稻田甲烷排放[11]、改进饲料配方降低反刍动物排放[12],并建立完备的政策法规推进低碳农业的发展[13]。我国的区域差异显著,华东、中南等集约化程度较高地区排放趋稳,而西北地区因畜牧业扩张排放持续增长,则需实施差异化策略[14]。

目前,已有部分研究针对我国种植业进行碳排放核算,但仍有一些缺憾。首先,研究选择的农业活动差异较大,从碳排放源看,大多研究主要包括土地利用变化、农用物资投入、水稻种植等,所考虑的排放源并不全面。其次,大部分研究采用国际通用因子,容易导致对我国种植业温室气体排放量的测算误差[15]。最后,目前种植业碳排放研究中,并未对各类农业活动的排放差异及温室气体构成及其变化进行细致分析,而这类分析对未来减排政策的制定具有重要启示作用。因此,本研究采用较为全面的种植业温室气体排放核算体系,在全国省域尺度对秸秆露天焚烧、农用地排放、耕地变化、机械使用、氮肥和农药生产(包括生产及运输过程)等农业活动的温室气体排放进行评估。本研究选取适合当地状况的碳排放测算因子,并且细化了不同类别下的排放因子,对2000、2010年和2020年我国种植业温室气体排放量进行估算,探索其排放变化趋势,以期为我国种植业"双碳"目标的政策制定提供依据和建议。

1 材料与方法

1.1 种植业温室气体排放核算方法

1.1.1 核算对象及核算边界

本研究的温室气体排放核算边界限定在种植业中直接和间接的温室气体排放;核算对象包括了我国主要作物从生长到收获全过程的7类农业活动(表1)。对于直接温室气体排放来说,包括了我国温室气体排放官方清单中的农作物秸秆露天焚烧、水稻种植、耕地面积变化和农田排放;对于间接排放,本研究基于FAO报告(2014年)中考虑的农业机械使用、氮肥生产和农药生产,不同来源产生的温室气体类型有所不同。农作物秸秆露天焚烧过程中可排放CH_4和N_2O,但由于作物生长所吸收的碳,与燃烧释放的CO_2相抵消,所以本研究仅考虑CH_4和N_2O排放。水稻种植过程中,稻田因淹水导致有机物质厌氧发酵而产生CH_4排放。耕地和其他土地利用类型(如森林、草地和不透水面)之间的土地利用类型变化过程中,植被和土壤释放或吸收碳可导致CO_2的排放和吸收。农田管理排放是指在土地上施用合成氮肥、粪肥和作物残渣,再通过硝化和反硝化作用直接排放出N_2O,或通过挥发和浸出作用间接排放N_2O[1]。农业机械的使

表1 核算对象及核算边界

Table 1 Accounting objects and accounting boundaries

温室气体核算对象 Greenhouse gas accounting object			核算边界 Accounting boundary	温室气体排放类型 Type of greenhouse gas emission		
				CO_2	CH_4	N_2O
直接排放	农作物秸秆露天焚烧	作物种类	小麦、水稻、玉米、大豆、花生、向日葵、油菜籽、马铃薯、甜菜、甘蔗、大麦、谷子、高粱、棉花		√	√
	水稻种植	水稻种类	单季稻、双季早稻、双季晚稻		√	
	耕地面积变化	土地利用类型变化	耕地与林地、耕地与草地、耕地与水域及居民区、耕地与其他类型土地转化	√		
	农田管理排放	直接排放	氮化肥施用、粪肥施用、秸秆还田			√
		间接排放	氮沉降、土壤氮淋溶或径流损失			√
间接排放	机械使用	能源类型	煤炭、焦炭、汽油、煤油、柴油、燃料油、电力	√		
	氮肥生产	活动类型	能源开采和运输、氨合成、化肥制造、化肥运输	√	√	√
	农药生产	活动类型	农药生产、运输	√	√	√

用消耗柴油、汽油和电力等能源，这些能源会排放出CO_2；氮肥和农药在生产和运输过程中也会产生CO_2、CH_4和N_2O等温室气体。

1.1.2 核算方法

本研究采用IPCC排放系数法核算各省份种植业温室气体排放量。排放因子参考《IPCC 2006年国家温室气体清单指南2019年修订版》[16]和2011年国家发展和改革委员会《省级温室气体清单编制指南（试行）》公布的数据，同时参考了Liang等[17]的相关研究，将因子数据按照各省份进行区域细化，使结果更为准确可靠。碳排放核算方程具体如公式（1）所示：

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

式中：E表示种植业温室气体排放总量，万t（以CO_2-eq计）；E_i表示种植业各来源温室气体排放量，万t（以CO_2-eq计）；EF_i和a_i分别表示各来源温室气体排放因子和活动量；x为N_2O和CH_4的全球增温潜势（GWP_{100}）换算因子。本研究采用IPCC国家温室气体清单指南中100年时间尺度上的换算因子，对于CH_4，x=27.9；对于N_2O，x=273[16]。

（1）农作物秸秆露天焚烧

对于农作物秸秆露天焚烧过程所产生的温室气体排放量，其核算公式为[16]：

$$E_{i,j}^{\mathrm{CROP}} = \left(\sum_{s=1}^{14} \mathrm{Pr}\, od_{i,j,s} \times f_s^{\mathrm{str}} \right) \times f_i^{\mathrm{open}} \times f^{\mathrm{burn}} \times EF^{\mathrm{CROP}} \tag{2}$$

式中：$E_{i,j}^{\mathrm{CROP}}$表示第j年第i省的主要作物秸秆露天焚烧温室气体排放量，万t（以CO_2-eq计）；$\mathrm{Pr}\, od_{i,j,s}$为相应省份和年份的s类作物产量，kg；f_s^{str}为相应作物类型的秸秆粒比；f_i^{open}为对应省份的开放燃烧比；f^{burn}为燃烧效率；EF^{CROP}为排放系数。

本研究考虑了我国各省份的14种主要种植作物，包括水稻、小麦、玉米、大豆、花生、向日葵、油菜籽、马铃薯、甜菜、甘蔗、大麦、谷子、高粱和棉花，占90%以上作物产量。其年度作物产量数据均来自国家统计局；作物秸秆粒比来源于对我国的平均值[17]；本研究采用生态环境部2015年发布的《生物质燃烧大气污染物排放清单编制指南（试行）》推荐的燃烧效率，为0.9；CH_4排放系数由《EPA 1992露天燃烧表》的平均值得出，为3.23 g·kg^{-1}；N_2O排放系数参考IPCC清单指南，为0.08 g·kg^{-1}[16]。

（2）水稻种植

对于水稻种植所产生的温室气体排放量，其核算公式为[18]：

$$E_{i,j}^{\mathrm{RICE}} = \sum_{r=1}^{3} RA_{i,j,r} \times f_{i,r}^{\mathrm{length}} \times EF_{i,r}^{\mathrm{RICE}} \tag{3}$$

$$EF_r^{\mathrm{RICE}} = \frac{1}{2} \times \left(\frac{1}{3} \times EF_r^{\mathrm{F\&CI}} + \frac{2}{3} \times EF_r^{\mathrm{F\&SI}} + \frac{1}{3} \times EF_r^{\mathrm{NF\&CI}} + \frac{2}{3} \times EF_r^{\mathrm{NF\&SI}} \right) \tag{4}$$

式中：$E_{i,j}^{\mathrm{RICE}}$为第j年第i省的水稻种植温室气体排放量，万t（以CO_2-eq计）；$RA_{i,j,r}$为r型水稻在相应省份和年份的种植面积，hm^2；$f_{i,r}^{\mathrm{length}}$为相应省份$r$型水稻生长期的时间，d；$EF_{i,r}^{\mathrm{RICE}}$为相应水稻类型和省份的排放因子；$EF_r^{\mathrm{F\&CI}}$为持续灌溉下有机产量的排放因子；$EF_r^{\mathrm{F\&SI}}$为间歇灌溉下有机产量的排放因子；$EF_r^{\mathrm{NF\&CI}}$为持续灌溉下无机产量的排放因子；$EF_r^{\mathrm{NF\&SI}}$为间歇灌溉下无机产量的排放因子。根据现有研究，认为水稻有机输入面积占1/2，其中，1/3的水稻种植区为持续灌溉，2/3的水稻种植区为间歇性灌溉[18]。本研究共考虑了3

种水稻类型，包括单季稻、双季早稻以及双季晚稻[17]。

（3）耕地面积变化

对于耕地变化所产生的温室气体排放量，根据省级温室气体清单编制指南，核算公式为：

$$E_{i,j}^{\mathrm{LAND}} = \sum_{l=1}^{8} \Delta CA_{i,j,l} \times EF_{i,j}^{\mathrm{LAND}} \quad (5)$$

$$EF_{i,l}^{\mathrm{LAND}} = f_{j,\mathrm{old}}^{\mathrm{bio\&soil}} - EF_{j,\mathrm{new}}^{\mathrm{bio\&soil}} \quad (6)$$

式中：$E_{i,j}^{\mathrm{LAND}}$为第j年第i省的耕地变化温室气体的排放量，万t（以CO_2-eq计）；$\Delta CA_{i,j,l}$为从j-1年到j年耕地面积的l型变化，hm^2；$EF_{i,j}^{\mathrm{LAND}}$为相应年份耕地变化类型l的排放因子，$t \cdot hm^{-2}$（以CO_2计）（表2）[19]；$f_{j,\mathrm{old}}^{\mathrm{bio\&soil}}$为相应年份变化前土壤中的碳含量和土地利用类型的生物量，$t \cdot hm^{-2}$（以CO_2计）；$f_{j,\mathrm{new}}^{\mathrm{bio\&soil}}$为相应年份变化后土壤中的碳含量和土地利用类型的生物量，$t \cdot hm^{-2}$（以CO_2计）[20]。

本研究共考虑了8种类型的耕地变化类型，即耕地与林地、耕地与草地、耕地与水域及居民区、耕地与其他类型土地之间的变化。

表2 相应年份耕地变化类型排放因子（$t \cdot hm^{-2}$）

Table 2 Emission factors for changes in arable land types in the corresponding years（$t \cdot hm^{-2}$）

年份 Year	$EF_{i,j}^{\mathrm{LAND}}$							
	C-W	W-C	C-G	G-C	C-RW	RW-C	C-O	O-C
2000	-618.1	618.1	-79.8	79.8	165.8	-165.8	70.5	-70.5
2010	-608.8	608.8	-70.5	70.5	175.1	-175.1	79.8	-79.8
2020	-599.7	599.7	-61.4	61.4	184.3	-184.3	88.9	-88.9

注：C代表耕地，W代表林地，G代表草地，RW代表水域和居民区，O代表其他土地。X-Y表示从土地利用类型X到土地利用类型Y的变化。由于每年的土壤含碳量不同，故不同年份的排放因子略有差异，排放因子数值参考Yu等[19]的研究。

Note: C represents cropland, W represents woodland, G represents grassland, RW represents water and residential areas, and O represents other lands. X-Y indicates the change from land use type X to land use type Y. Due to varying soil carbon content each year, emission factors differ slightly across years, values are referenced from the study by Yu et al[19].

（4）农田管理排放

对于农田所产生的温室气体排放量，包括直接和间接排放两部分。农用地N_2O直接排放包括含氮化肥、粪肥施用和秸秆还田产生的排放。直接排放的核算公式为[21]：

$$E_{i,j}^{\mathrm{CRLA},d} = Nitr_{i,j} \times EF_i^{\mathrm{CRLA},d} \quad (7)$$

$$Nitr_{i,j} = NFert_{i,j} + Manu_{i,j} + RCrop_{i,j} \quad (8)$$

式中：$E_{i,j}^{\mathrm{CRLA},d}$为第$j$年第$i$省的农田温室气体直接排放量，万t（以$CO_2$-eq计）；$Nitr_{i,j}$为相应省份和年份的农田氮输入，kg；包括$NFert_{i,j}$合成氮肥的施用，kg；$Manu_{i,j}$粪肥的施用量，kg；$RCrop_{i,j}$秸秆还田量，kg；$EF_i^{\mathrm{CRLA},d}$为相应省份的直接排放系数。

粪肥施用量的计算如下：

$$Manu_{i,j} = (1 - f^{\mathrm{enn}}) \times \sum_{a=1}^{6} [Amou_{i,j,a} \times f_a^{\mathrm{excr}} \times (f_a^{\mathrm{mana}} + f_a^{\mathrm{liq}} + f_a^{\mathrm{sol}})] \quad (9)$$

式中：f^{enn}为来自动物或人类粪肥的NH_3和NO_x排放的占比，为0.2；$Amou_{i,j,a}$为相应省份和年份的a型动物数量，头，研究共选取6类动物进行计算；f_a^{excr}为按相应动物类型划分的粪便N的排泄率；f_a^{mana}为相应动物类型的排泄物向厌氧粪肥流动的分配因子；f_a^{liq}为相应动物类型的排泄物向液体粪肥流动的分配因子；f_a^{sol}为相应动物类型的排泄物流向固体储存和旱地系统的分配因子[21]。

秸秆还田量的计算如下：

$$RCrop_{i,j} = \sum_{s=1}^{14} (NRoot_{i,j,s} + NStra_{i,j,s} \times f^{\mathrm{retu}}) \quad (10)$$

$$NRoot_{i,j,s} = \mathrm{Pr}\,od_{i,j,s} \times f_s^{\mathrm{dry}} \times \frac{f_s^{\mathrm{rb}}}{f_s^{\mathrm{harv}}} \times f_s^{\mathrm{rbrate}} \quad (11)$$

$$NStra_{i,j,s} = \mathrm{Pr}\,od_{i,j,s} \times f_s^{\mathrm{dry}} \times \left(\frac{1}{f_s^{\mathrm{harv}}} - 1\right) \times f_s^{\mathrm{rbrate}} \quad (12)$$

式中：$NRoot_{i,j,s}$为第j年第i省s类作物根系中的氮含量，kg；$NStra_{i,j,s}$为相应作物类型、省份和年份的作物秸秆和残茬中的氮含量，kg；$\mathrm{Pr}\,od_{i,j,s}$为相应省份和年份s类作物的产量，kg；f^{retu}为相应作物类型的秸秆还田量占比；f_s^{dry}为相应作物类型的干物质分数；f_s^{rb}为相应作物类型的地上部分与根部的比值；f_s^{harv}为相应作物类型的作物收获指数；f_s^{rbrate}为相应作物类型的根系生物量中的氮含量，kg。

间接排放的核算公式为：

$$E_{i,j}^{\mathrm{CRLD,ind}} = Atmos_{i,j} + Leach_{i,j} \quad (13)$$

$$Atmos_{i,j} = (NFert_{i,j} \times f^{\mathrm{Fvolat}} + Manu_{i,j} \times f^{\mathrm{Ovolat}}) \times EF^{\mathrm{CRLA,atm}} \quad (14)$$

$$Leach_{i,j} = Nitr_{i,j} \times f^{\mathrm{leach}} + EF^{\mathrm{CRLA,leach}} \quad (15)$$

式中：$E_{i,j}^{\mathrm{CRLD,ind}}$为第$j$年第$i$省的农田温室气体间接排放量，万t（以$CO_2$-eq计）；$Atmos_{i,j}$为相应省份和年份中土壤挥发的氮在大气中沉降产生的$N_2O$-N排放量，万t（以$CO_2$-eq计）；$Leach_{i,j}$为在相应省份和年份发生土壤氮淋溶或径流损失进入水体而引起的N_2O-N排放量，万t（以CO_2-eq计）；其中，$NFert_{i,j}$和$Manu_{i,j}$与农田直接排放相同；f^{Fvolat}为施用到土壤中的合成肥料N的比例，取值为0.1；f^{Ovolat}为以NH_3和NO_x形式挥发的合成肥料N的比例，取值为0.2；$EF^{\mathrm{CRLA,atm}}$为大气沉积

的排放因子，取值为0.01；f^{leach}为在发生淋溶或径流的地区中进入土壤氮的比例，为0.3；$EF^{\text{CRLA,leach}}$为浸出和径流的排放因子，取值为0.007 5。计算因子取值参考我国温室气体排放官方清单。

（5）机械使用

对于农业机械的使用所产生的温室气体排放量，参考联合国粮食及农业组织（FAO）报告，其核算公式为：

$$E_{i,j}^{\text{ENER}} = \sum_{e=1}^{7} EC_{i,j,e}^{\text{plat}} \times f_e^{\text{LCV}} \times EF_{j,e}^{\text{ENER}} \tag{16}$$

$$EC_{i,j,e}^{\text{plat}} = EC_{i,j,e}^{\text{agri}} \times f_{i,j}^{\text{pGDP}} \tag{17}$$

$$EF_e^{\text{ENER}} = f_e^{\text{carb}} \times f_e^{\text{oxid}} \times \frac{44}{12} \tag{18}$$

式中：$E_{i,j}^{\text{ENER}}$为第j年第i省的农业机械使用所产生的温室气体排放量，万t（以CO_2-eq计）；$EC_{i,j,e}^{\text{plat}}$为相应省份和年份作物种植中e类能源的消耗量，由广义农业（即种植业、畜牧业、渔业和林业）的能源消耗（物理量）（$EC_{i,j,e}^{\text{agri}}$）和狭义农业（即种植业）与广义农业的GDP比值（$f_{i,j}^{\text{pGDP}}$）计算得出；f_e^{LCV}为相应能源类型的平均低热值，用于将能源消耗从物理量转换为标准量，kJ·kg^{-1}；$EF_{j,e}^{\text{ENER}}$为相应能源类型和年份的排放因子，参考FAO报告根据碳含量（f_e^{carb}）和碳氧化因子（f_e^{oxid}）得出。

本研究考虑了7种能源类型，即煤炭、焦炭、汽油、煤油、柴油、燃料油和电力。广义农业的能源消耗和平均低热值来自《中国能源统计年鉴2021》；狭义农业的能耗利用GDP比值相乘得出估计值计算；一次能源的碳含量和碳氧化因子来自国家发展和改革委员会2011年发布的《省级温室气体排放清单编制指南（试行）》；不同年份的电力排放系数参考国家发展和改革委员会能源研究所的数据。具体参数见表3。

表3　各类能源相关参数

Table 3　Parameters related to various types of energy

能源类型 Type of energy	f_e^{LCV}/(kJ·kg^{-1})	f_e^{carb}/(tC·TJ^{-1})	f_e^{oxid}
煤炭	20 908	26.37	0.93
焦炭	28 435	29.50	0.93
汽油	43 070	18.90	0.98
煤油	43 070	19.60	0.98
柴油	42 652	20.20	0.98
燃料油	41 816	21.10	0.98
电力	—	—	—

注：f_e^{LCV}指相应能源类型的平均低热值，f_e^{carb}指相应能源的碳含量，f_e^{oxid}指相应能源的碳氧化因子。

Note: f_e^{LCV} is the average low calorific value of the corresponding energy type, f_e^{carb} is the carbon content of the energy, and f_e^{oxid} is the carbon oxidation factor of the corresponding energy.

（6）氮肥生产

计算合成氮肥生产排放量，其中包括能源开采和运输、氨合成、化肥制造和化肥运输的温室气体排放量，根据省级温室气体清单编制指南，其核算公式为：

$$E_{i,j}^{\text{FERT}} = NFert_{i,j} \times EF^{\text{FERT}} \tag{19}$$

式中：$E_{i,j}^{\text{FERT}}$为第j年第i省的氮肥生产温室气体排放量，万t（以CO_2-eq计）；$NFert_{i,j}$为合成氮肥的施用量，kg；EF^{FERT}为氮生产的排放因子。排放因子参考《中国能源统计年鉴2021》。

（7）农药生产

计算农药生产排放量，其中包括农药生产和运输产生的温室气体排放量，其核算公式为[22]：

$$E_{i,j}^{\text{PEST}} = Pest_{i,j} \times f_j^{\text{plPest}} \times EF^{\text{PEST}} \tag{20}$$

$$f_j^{\text{plPest}} = \frac{Pest_j^{\text{Pure}}}{Pest_j} \tag{21}$$

式中：$E_{i,j}^{\text{PEST}}$为第j年第i省的农药生产温室气体排放量，万t（以CO_2-eq计）；f_j^{plPest}为相应年份生产农药的有效成分的比例，是指农药中有效组分的施用量（$Pest_j^{\text{Pure}}$）与农药总量的施用量（$Pest_j$）之间的比例；EF^{PEST}为农药生产的排放因子[23]。

1.2　数据来源

研究以我国31个省级行政区（不包括港澳台）为研究单元，农业系统温室气体排放的测算数据主要来源于我国农业调查队省级统计资料和年鉴，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2021》《中国农业年鉴2021》；化肥和农药数据来源于《中国农村统计年鉴2021》；牲畜养殖数量来源于《中国畜牧业年鉴2021》；土地利用数据来源于武汉大学所开发的我国年度土地覆盖数据集（CLCD）[24]，其中包含了1985—2020年我国逐年土地覆盖信息，分辨率为30 m×30 m。

2　结果与分析

2.1　种植业温室气体排放总体情况及变化

从整体看，2000—2020年我国的种植业温室气体排放量呈先上升后下降的趋势，这与范紫月等[4]的研究结果一致。2000年，全国种植业系统的温室气体总排放量为55 910.27万t（以CO_2-eq计，下同），2010年的排放总量较2000年上升了8.64%，达到60 740.11万t，上升程度较为平缓；2010—2020年的10年间，我国实施绿色发展和“两型社会”等国家发展战略，温室气体排放量略有下降，2020年全国种植业温室气体排放量为59 008.95万t，相比2010年下降了

2.85%，说明我国农业减排政策已经初见成效。总体来看，2000—2020年，我国种植业温室气体年排放量上升了3 098.68万t，20年来增长了5.54%，年均增长率为0.28%。

从种植业排放温室气体的构成来看，其产生的主要温室气体有CO_2、CH_4和N_2O（表4）。CO_2排放的贡献率略高于其他气体，2000、2010、2020年分别占总排放量的比例为38.39%、42.75%、45.48%，占比随时间逐渐上升；CH_4的贡献程度次之，N_2O的贡献程度最少，排放量分别出现逐渐下降和先上升后下降的趋势。CO_2在20年内的年排放量增加了5 376.25万t，相较于2000年上升了25.05%。2000—2020年我国种植业CH_4排放总量下降，20年间下降了5.93%。2000—2020年N_2O的排放总量呈先上升后下降趋势，2000年N_2O的排放量为11 404.66万t，相比同期CH_4的排放量降低50.51%；2010年，N_2O的排放量略有上升，比2000年上升了9.04%；2020年，其排放量呈下降趋势，较2000年降低了908.84万t。2020年CH_4和N_2O的排放占比分别为36.73%和17.79%，相较于2010年分别下降了0.04个和2.68个百分点。2000—2020年种植业CO_2、CH_4、N_2O的排放年均变化率分别为1.25%、−0.30%、−0.40%。其中CO_2排放量年均增长率较高，排放增幅较大。

2.2 种植业温室气体排放源结构特征及变化

从温室气体排放源的贡献率来看，水稻种植、氮肥生产和农田管理排放是种植业温室气体来源最主要的原因，三者的总排放量在2010年最高，高达47 084.11万t，占种植业温室气体排放的77.52%（图1）。其中，水稻种植是温室气体最主要的排放源，但其温室气体排放量呈逐渐下降的趋势，这与尚杰等[25]的研究结果基本一致。2000年水稻种植的CH_4的排放量为20 885.82万t，占CH_4总排放量的90.63%；2010年，其排放量下降了1 144.77万t；2020年，水稻种植CH_4的排放量降至19 103.52万t，相比于2000年，总量下降了8.53%，排放量下降至CH_4总排放量的88.14%。

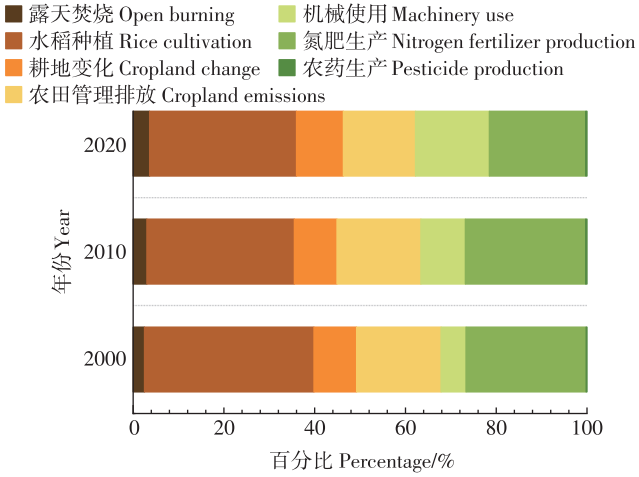


图1 2000、2010、2020年我国种植业温室气体排放源结构

Figure 1 Structure of greenhouse gas emission sources from crop production in China in 2000, 2010, 2020

排放量出现下降的原因之一在于我国水稻种植结构的调整，排放量高的双季晚稻面积减少。《中国农业年鉴2021》显示，我国双季晚稻种植面积由2000年的756.908万hm^2下降到2020年的547.279万hm^2。

氮肥生产是种植业中温室气体排放的第二大来源，排放量呈先升后降的趋势，这与伍国勇等[26]的研究结果基本一致。2000年温室气体排放量为14 802.79万t，占总排放量的26.48%，2000—2010年氮肥生产的排放量上升了8.89%，上升了1 315.61万t。但到2020年，其排放量出现明显下降，降至12 558.64万t，较2000年的排放量下降了15.16%，这与我国近年来实施的化肥零增长方案有关[27]。

农田管理排放同样也是重要的排放源之一，排放的N_2O总量也呈逐渐下降的趋势。本研究中，农田管理排放包括直接排放和间接排放两部分，其中直接排放是农田管理排放的主要来源，与章永松等[28]的研究结果基本一致。2000年农田直接排放N_2O量为7 777.11万t，占农田排放总量（10 403.45万t）的74.76%；2010年，农田排放N_2O总量为11 224.66万t，占种植业温室气体总排放量的18.48%，比2000年上升了7.89%，直

表4 2000、2010、2020年我国种植业年温室气体排放量

Table 4 Greenhouse gas emissions from crop production in China in 2000, 2010, and 2020

年份 Year	CO_2		CH_4		N_2O		排放总量（10^8 tCO_2-eq） Total emission
	总量（10^8 tCO_2-eq） Total amount	占比 Percentage/%	总量（10^8 tCO_2-eq） Total amount	占比 Percentage/%	总量（10^8 tCO_2-eq） Total amount	占比 Percentage/%	
2000年	2.15	38.39	2.30	41.22	1.14	20.40	5.59
2010年	2.60	42.75	2.23	36.77	1.24	20.47	6.07
2020年	2.68	45.48	2.17	36.73	1.05	17.79	5.90

接排放占74.55%；2010—2020年，农田排放量出现明显下降，下降到9 376.83万t，甚至比2000年的排放量还要低1 026.61万t，总量降低了9.87%。

我国种植业氮肥和农药生产产生的温室气体排放均经历了先增后降的过程。20世纪初由于化肥和农药的滥用严重污染了环境并损害了农业生态，因此农业部在2015年先后提出了“减肥减药”、调整农业投入结构等政策，这些农业绿色低碳发展政策在一定程度上抑制了我国种植业的温室气体排放。到2020年，因化肥和农药使用所致的温室气体排放量得到了一定程度的降低，与2010年相比减幅为22.01%。由图1可知，农作物秸秆露天焚烧排放温室气体占比较少，仅占排放总量的3%左右，与秦硕璞等[29]的研究结果基本一致。

2.3 种植业温室气体排放省际结构特征及变化

2000、2010年和2020年各省份种植业温室气体排放总量如图2所示。各省份种植业温室气体排放量的时间变化相对较小，但省际间的总量差异相对明显[30]。

我国各省级尺度种植业温室气体排放总量呈现明显的区域分布差异（图2和图3）。总体呈现北低南高、西低东高的分布格局，与丁宝根等[15]的研究结果基本一致。种植业温室气体高排放区主要集中在长江流域东南部和南部沿海地区，例如湖南、江苏、四川、河南、广东和广西等耕地规模大或者复种指数高[31]的省份；东北地区如黑龙江，水稻种植导致种植业温室气体排放量也相对较高；而低排放区如西藏、青海等地，受限于耕地稀缺性（西藏耕地面积仅占国土面积的0.3%），高寒气候条件（年均温<5 ℃）和以畜牧业为主的产业结构，其种植业排放总量不足全国1%。总体来看，高排放热点区域主要集中在水稻主产区和集约化农业区[32]。

由于各省份的生产方式和种植偏好不同，各省份的温室气体排放构成也不同（图3）。排放结构差异主要表现为四大类型：水稻驱动型、氮肥依赖型、机械密集型以及耕地变化排放型。水稻驱动型主要集中在我国南部的长江中下游地区，稻田种植对温室气体排放的贡献显著。例如在江西（74.54%）、湖南（66.21%）和浙江（47.32%）等地，有总量超过或接近50%的温室气体排放来自水稻种植，这些地区由于叠加双季稻的种植模式（复种指数高达200%）和长期的淹水管理，成为全国CH_4排放强度最高的区域[30]。在典型省份，例如江西，因高温多雨气候下的“单改双”政策[33]导致稻田CH_4排放量上升。此现象也侧面显示了这些水稻大省在种植业中的减排潜力，可在水稻种植管理上采取更有效措施，如推广“水旱轮作”制度，缩短淹水时间等以减少碳排放[34]。

虽然氮肥生产对总温室气体的排放贡献略小于水稻种植，但在陕西（47.06%）、河北（44.38%）和山东（38.38%）等氮肥依赖型的省份，由于旱作区化肥过量施用与产业集群，氮肥生产所排放的温室气体占比最高，提高这些省份的氮肥使用效率可较大幅度减少其农业温室气体排放。黄淮海地区如山东，其化肥产能较为集中，2023年农用化肥（折纯）产量达472.69万t，占全国总产量（5 683.83万t）的8.32%，成为全国第四大化肥生产省份（数据来源于国家统计局，https://www.stats.gov.cn/sj/ndsj/）。氮肥生产过程能耗强度高，故排放占比也较为显著。在我国东北部、东部、中部以及两广地区，例如吉林（28.45%）、山东（27.33%）、河南（27.23%）、福建（22.37%）和广东（20.12%）等地，农田管理排放占比显著。这些地区排放特征形成原因较为多样，例如吉林由于种植业规

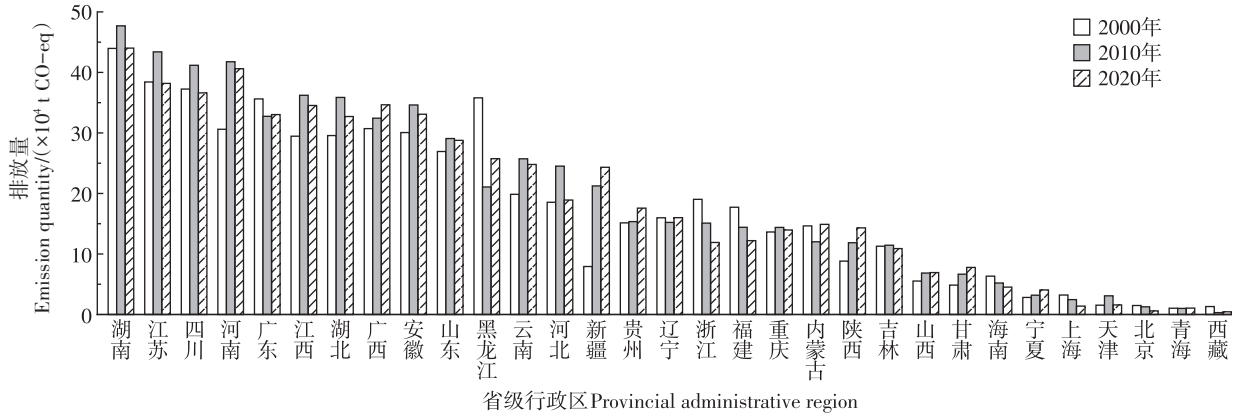
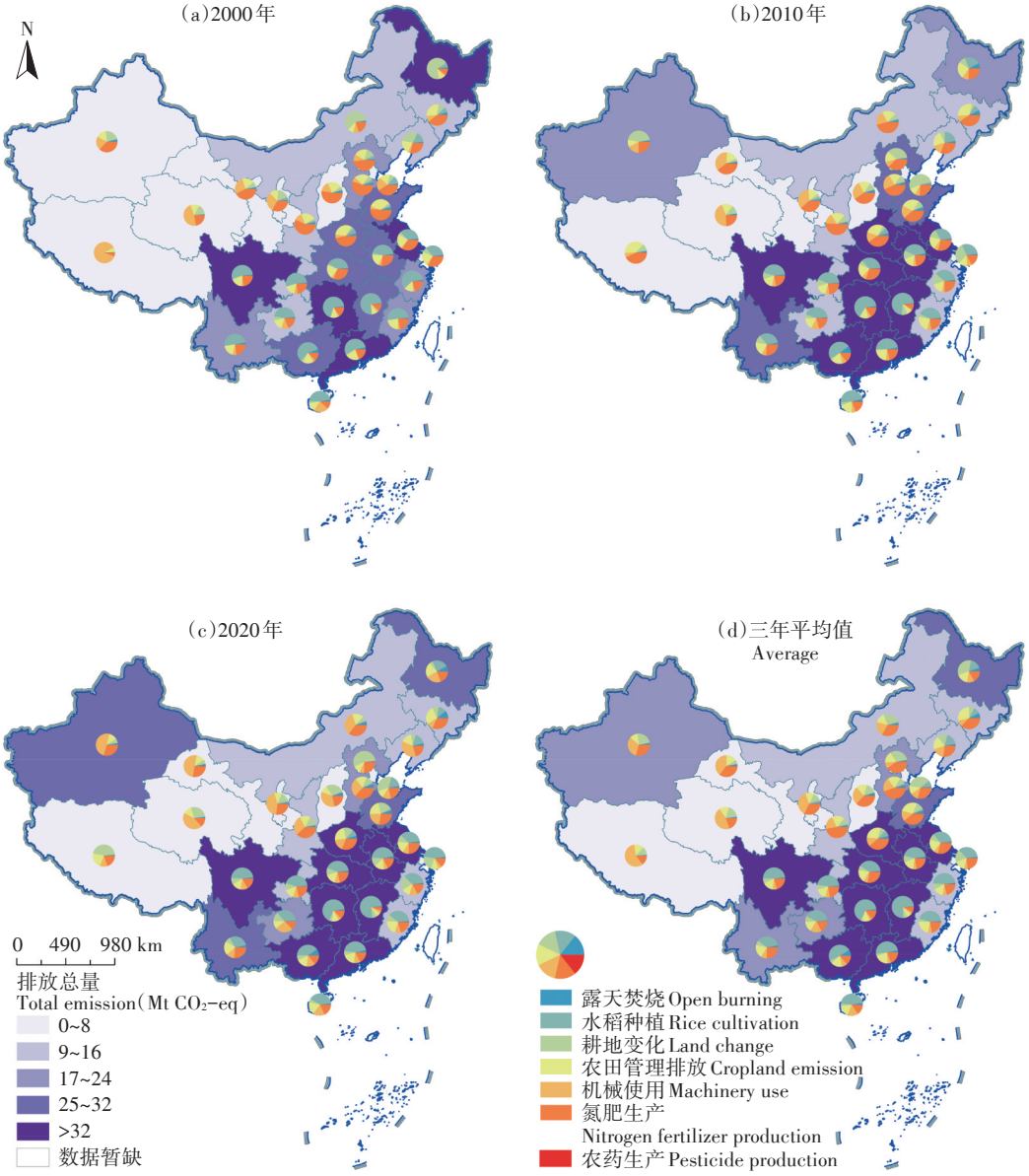


图2 2000、2010、2020年我国各省份温室气体排放量

Figure 2 Greenhouse gas emissions by province in China in 2000, 2010, 2020



审图号:GS(2025)2586

图3 我国各省份种植业温室气体排放结构

Figure 3 Structure of greenhouse gas emissions from crop production in Chinese provinces

模的扩大,化肥施用量增加,农作物秸秆还田利用效率较低,导致农用地温室气体排放量居高不下[35];河南则由于冬小麦-夏玉米轮作系统的高氮需求,农田管理排放占比在本省范围内处于较高水平;相比之下,两广地区(如广东)的粮食产量在全国占比不超过10%[36],但农用地排放占比仍然较高,说明其N_2O的排放系数较高,化肥施用方式存在一定的不合理性。

在我国西部的干旱灌溉农业区,机械密集型的省份较为集中。例如西藏(58.05%)、青海(45.19%)、甘肃(39.62%)和宁夏(37.21%)等地,机械使用成为其排放的主要来源,这些地区地形条件较好,大型农场占比高,便于农业机械的使用[37],其能源消耗产生温室气体排放问题较为突出,因此提高农业机械的能效和推广低碳农业实践对于这些省份减少温室气体排放具有重要意义。这些地区尽管机械排放占比较高,但受限于水资源短缺和耕地碎片化,种植规模与复种指数显著低于东部地区,故排放总量处于全国末位[7]。

在耕地变化排放型的省份中,天津(36.81%)、黑龙江(33.87%)和北京(29.96%)是较为典型的代表。天津和北京由于耕地减少、建设用地增加,土壤中有机碳分解排放到大气中,导致温室气体排放上升,这一现象不仅反映出地区耕地保护红线所面临的压力,

也凸显了城市扩张与农业用地之间的矛盾[38]；而黑龙江土地利用变化排放占比突出，可能与黑土地退化密切相关，黑土地退化削弱了土壤碳汇功能。研究显示，近100年来，黑土地的土壤有机碳损失了20%~50%，大量土壤碳库流失进入大气，加剧了温室气体排放[39]。因此，加强黑土地保护与合理利用，恢复土壤碳汇功能，已成为当前亟待解决的重要问题。

从省际种植业排放温室气体总量年均值来看（图3d），湖北、江西、广东、河南、四川、江苏、湖南、广西等省份的平均排放量在全国排名较为靠前，占总排放量的50.17%。湖南作为粮食大省，三年种植业温室气体排放总量位居全国第一；北京、天津和上海作为直辖市，城市化程度较高，农业占比较低，因此产生的排放量也较少；而在宁夏，较小的国土面积限制了农业发展规模，导致种植业温室气体排放量也相对较低[4]；西藏、青海等省份由于自身的气候和地形原因，种植业的发展较为落后，故产生的温室气体量也相对较少。

从我国种植业温室气体排放量变化的时空格局来看（图4），2000—2020年间排放总量呈先升后降趋势，空间分布上形成显著区域差异。大部分省份碳排均有不同程度的增长，总体上呈现中部、南部集中连片上升，东南和东北部下降，西北部上升的格局变化。新疆、河南、江西和陕西四省份总量增长尤为突出，其中新疆由于机械使用量增加，以1 639.89万t的增量（较2000年增长206.85%）位居全国首位，河南由于耕地数量的增加导致排放增量位居全国第二（较2000年增长32.68%）；甘肃、宁夏虽绝对增量较小（机械排放量上升），但由于自身体量较小，故分别以60.23%和43.99%的高增长率位列前茅。与之形成对比的是，黑龙江由于耕地保护与东南沿海的浙江、福建、江苏、广东以及北京等经济发达省份，通过产业升级与结构转型、优化能源结构以及实施严格的环保政策，实现了有效减排[4]。从时间演变分析，2000—2010年华中地区的河南、湖北及西北的新疆排放量急剧攀升，同期东南沿海的浙江、福建、广东已显现减排趋势；至2020年，新疆、河南较基准年排放水平持续走高，而东北的黑龙江、吉林则实现下降。长江流域和南部沿海地区虽保持相对稳定的排放水平，变化量并不特别显著，但其高投入、高能耗的农业生产模式仍是我国农业系统温室气体排放的主要贡献源[7]。

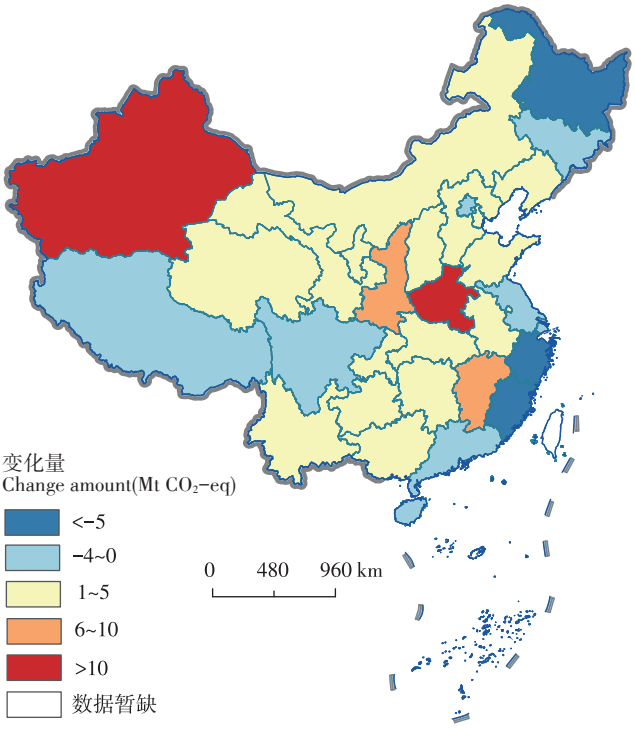


图4　2000—2020年我国省级种植业温室气体总排放量变化空间分布

Figure 4　Spatial distribution of changes in total greenhouse gas emissions from crop production in Chinese provinces from 2000 to 2020

3　讨论

3.1　对政策的启示

自我国“双碳”发展战略提出以来，各地政府积极制定相关政策以实现农业减排目标。然而，农业减排不应以牺牲粮食产量为代价，而应在保障粮食安全的前提下提高碳排放效率。本研究基于本地化修正的IPCC系数法发现，2000—2020年种植业温室气体排放呈现显著的区域分异特征。

在区域特征上，南方水稻主产区表现出典型的CH_4排放态势，例如江西、湖南等地区，稻田CH_4排放分别占当地种植业碳排放量的74.54%和66.21%，成为南方“碳源”核心区域。北方旱作区则呈现氮肥依赖的排放特征，陕西、河北、山东等小麦-玉米轮作带，气候干旱加剧了对氮肥的需求，故氮肥生产构成排放主体。以粮食大省山东为例，其小麦和玉米氮肥投入推荐量为150~180 kg·hm^{-2}，但实际施肥量是作物需求的1.2~2倍[40]，由此引发的农田管理排放（27.32%）及农药生产的关联排放（0.45%）均居全国前列，凸显该区域化肥农药减施增效的减排潜力；西部地区的排放特征与地理环境密切相关，例如西藏、

青海等高海拔省份，受限于高原气候条件，农机作业效率较低，导致农机碳排放是其排放的重要来源；东北地区则以黑龙江为代表，由于地形地貌易水土流失，加之城市扩张、不合理的耕作方式等[41]，导致土壤碳流失严重，其耕地变化引发的碳排放占比达33.87%，叠加秸秆焚烧排放（5.31%），反映出黑土地生态压力与秸秆资源化利用不足的双重问题，亟需通过黑土保护与秸秆还田技术推广实现减排。

从气体类型的空间分异看，我国种植业形成“北氮南碳”的典型格局：北方旱作区因氮肥投入密集，N_2O排放占比突出；南方水作区则因稻田厌氧环境主导，CH_4排放成为主要贡献源。这种差异化的排放特征，为制定区域精准减排政策提供了科学依据——南方需聚焦稻田管理，北方应侧重化肥减量与氮素循环效率提升，西部地区则需破解高原农业机械化的低碳发展瓶颈。

针对区域特性，构建分区治理体系，提出相关对策：

（1）在水稻驱动型的省份（长江中下游、珠江三角洲地区），例如江西、湖南、广东和广西等省份，需要进一步推广低碳水稻品种，改良技术，例如双季稻区推行干湿交替-覆膜旱种组合模式，升级稻田种植区水肥管理[42]。CH_4作为第二大温室气体，其在大气中的寿命较短，减少CH_4排放可以在短时间内显著降低其在大气中的浓度，从而更迅速地减少温室效应，对缓解全球变暖具有重要意义[1]。

（2）在氮肥依赖型的省份（西北地区、黄淮海平原以及东北地区），例如陕西、河北、山东、河南和吉林等省份，优化氮素管理，重构氮肥供应链、构建精准施肥体系和改造轮作制度，例如推广绿色环保化肥品种、采取测土配方[6]，推广有机肥替代和绿肥轮作制度等方式，避免过量施氮[43]。

（3）对于机械密集型的省份（西部地区），例如西藏、青海、甘肃和宁夏等地，推动农机能源结构转型，推广使用节能型农机，优化农机能源结构，开发生物质能源[44]，政府建设农机共享服务平台等。

（4）在耕地变化排放型的省份（东北地区以及京津地区），例如天津、黑龙江和北京等地，进行土地利用优化，考虑区域发展和环境保护的矛盾冲突，合理配置不同用地类型的面积比例[45]；在黑龙江和辽宁两省，升级碳库保护政策，遏制黑土有机质流失导致的CO_2排放；同时实施保护性耕作补偿制度，例如对采用秸秆全量还田+免耕播种技术的农户，提高补贴标准[46]，激发民众保护黑土地碳汇的积极性。

3.2 不确定性分析

本研究的不确定性主要在以下两个方面：其一，研究的最小单位为省级行政区，限制了对小区域种植业温室气体排放及变化的精确分析，如地形和种植结构差异导致的排放波动；其二，机械能源消耗与农药有效成分数据的估算，依赖GDP比率进行间接推导，导致核算精度存在提升空间。未来研究将聚焦更微观尺度，使用更具体的农业机械能源消耗数据和田间农药有效成分占比，以提高估算精度，并提出更具针对性的区域建议。此外，为提升核算准确性，可利用现有数据，探索结合省级层面现有数据的精细化处理方法，例如利用《中国农村统计年鉴》中各省份农业机械类型（如拖拉机、收割机）的能源消耗明细，替代粗放的GDP关联计算。同时，改进核算模型，通过分层抽样选取典型农业区域进行实地调研，校准微观排放模型，设计形成宏观核算-典型区域微观验证的双重修正机制思路[47]。未来研究将进一步推进微观尺度的实证分析，结合更精细化的投入产出数据，为差异化减排政策的制定提供更精准的科学依据。

4 结论

（1）2000—2020年，我国种植业温室气体排放总量先升后降，但总体呈上升趋势。2020年较2000年排放量增长5.54%。其中，CO_2排放贡献率最高，CH_4次之，N_2O最低，CH_4和N_2O变化趋势平稳。

（2）水稻种植、氮肥生产和农田管理排放是主要排放源，2010年三者排放量最高，占种植业温室气体排放总量的77.52%，总占比呈下降趋势。其中，水稻种植和农田管理排放量逐渐下降，2020年较2000年分别下降8.53%和9.87%；氮肥生产的排放量先升后降，20年下降了15.16%。

（3）2000—2020年种植业温室气体排放量各省份时间变化小，省际差异大，总体呈北低南高、西低东高的格局。因种植偏好和生产力水平不同，排放构成分水稻驱动型、氮肥依赖型、机械密集型和耕地变化排放型。排放空间变化上，中部和南部上升，东南和东北部下降，西北部上升。

参考文献：

[1] IPCC. Climate change 2023: synthesis report[R]. Geneva: Switzerland, 2023.

[2] 陈诗一, 许璐, 吴海鹏. “双碳”目标下中国产业链绿色低碳转型的理论阐释与实现路径[J]. 广东社会科学, 2024(5): 63-74. CHEN S Y, XU L, WU H P. Theoretical interpretation and realization path of

green low-carbon transformation of China's industrial chain under the dual carbon goal[J]. *Social Sciences in Guangdong*, 2024(5):63-74.

[3] VERMEULEN S J, CAMPBELL B M, INGRAM J S I. Climate change and food systems[J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2012, 37:195-222.

[4] 范紫月, 齐晓波, 曾麟岚, 等. 中国农业系统近40年温室气体排放核算[J]. 生态学报, 2022, 42(23):9470-9482. FAN Z Y, QI X B, ZENG L L, et al. Accounting of greenhouse gas emissions in the Chinese agricultural system from 1980 to 2020[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(23):9470-9482.

[5] SPEROW M. Updated potential soil carbon sequestration rates on U. S. agricultural land based on the 2019 IPCC guidelines[J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 204:104719.

[6] 李波, 张俊飚, 李海鹏. 中国农业碳排放时空特征及影响因素分解[J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(8):80-86. LI B, ZHANG J B, LI H P. Research on spatial-temporal characteristics and affecting factors decomposition of agricultural carbon emission in China[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2011, 21(8):80-86.

[7] XU X B, ZHAO Q R, GUO J B, et al. Inequality in agricultural greenhouse gas emissions intensity has risen in rural China from 1993 to 2020[J]. *Nature Food*, 2024, 5(11):916-928.

[8] 胡永浩, 张昆扬, 胡南燕, 等. 中国农业碳排放测算研究综述[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2023, 31(2):163-176. HU Y H, ZHANG K Y, HU N Y, et al. Review on measurement of agricultural carbon emission in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2023, 31(2):163-176.

[9] ZUO L J, ZHANG Z X, CARLSON K M, et al. Progress towards sustainable intensification in China challenged by land-use change[J]. *Nature Sustainability*, 2018, 1(6):304-313.

[10] GAO Y Y, LI Z M, HONG S B, et al. Recent stabilization of agricultural non-CO_2 greenhouse gas emissions in China[J]. *National Science Review*, 2025, 12(4):40-55.

[11] PRASTIYO S E, IRHAM, HARDYASTUTI S, et al. How agriculture, manufacture, and urbanization induced carbon emission? The case of Indonesia[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(33):42092-42103.

[12] LIU Y L, ZHOU M, DIAO Q Y, et al. Seaweed as a feed additive to mitigate enteric methane emissions in ruminants: opportunities and challenges[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2025, 24(4):1327-1341.

[13] 许红. 国外低碳农业发展经验及借鉴[J]. 农业经济, 2019(4):9-11. XU H. Experience and reference of low-carbon agriculture development abroad[J]. *Agricultural Economy*, 2019(4):9-11.

[14] LIU G, DENG X Z, ZHANG F. The spatial and source heterogeneity of agricultural emissions highlight necessity of tailored regional mitigation strategies[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 914:169917.

[15] 丁宝根, 赵玉, 邓俊红. 中国种植业碳排放的测度、脱钩特征及驱动因素研究[J]. 中国农业资源与区划, 2022, 43(5):1-11. DING B G, ZHAO Y, DENG J H. Calculation, decoupling effects and driving factors of carbon emission from planting industry in China[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2022, 43(5):1-11.

[16] IPCC. 2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[R]. Kyoto:Japan, 2019.

[17] LIANG D J, LU X, ZHUANG M H, et al. China's greenhouse gas emissions for cropping systems from 1978 to 2016[J]. *Scientific Data*, 2021, 8:171.

[18] YAN X Y, CAI Z C, OHARA T, et al. Methane emission from rice fields in mainland China: amount and seasonal and spatial distribution [J]. *Journal of Geophysical Research* (*Atmospheres*), 2003, 108(D16): 4505.

[19] YU Y Q, HUANG Y, ZHANG W. Modeling soil organic carbon change in croplands of China, 1980—2009[J]. *Global and Planetary Change*, 2012, 82:115-128.

[20] BURNEY J A, DAVIS S J, LOBELL D B. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification[J]. *PNAS*, 2010, 107(26): 12052-12057.

[21] 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 Biogeochemical Cycles*, 2004, 18(2):2003GB002167.

[22] ZHANG W F, DOU Z X, HE P, et al. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. *PNAS*, 2013, 110(21):8375-8380.

[23] ZHANG G, LU F, HUANG Z G, et al. Estimations of application dosage and greenhouse gas emission of chemical pesticides in staple crops in China[J]. *The Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(9): 2875-2883.

[24] YANG J, HUANG X. 30 m annual land cover and its dynamics in China from 1990 to 2021[DS / OL]. Zenodo, 2021[2025-05-22]. https://zenodo.org/record/4417810.

[25] 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[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(3):354-364. SHANG J, YANG G, YU F W. Agricultural greenhouse gases emissions and influencing factors in China[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2015, 23(3):354-364.

[26] 伍国勇, 刘金丹, 陈莹. 中国农业碳排放强度空间特征及溢出效应分析[J]. 环境科学与技术, 2021, 44(11):211-219. WU G Y, LIU J D, CHEN Y. Analysis of spatial characteristics and spillover effects of agricultural carbon emission intensity in China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 44(11):211-219.

[27] 黄晓慧, 杨飞. 化肥农药零增长行动的农业减污降碳协同效应及脱钩效应分析[J]. 生态经济, 2024, 40(2):117-123. HUANG X H, YANG F. Analysis on the synergistic effect and decoupling effect of agricultural pollution and carbon reduction of zero growth action of chemical fertilizers and pesticides[J]. *Ecological Economy*, 2024, 40(2):117-123.

[28] 章永松, 柴如山, 付丽丽, 等. 中国主要农业源温室气体排放及减排对策[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2012, 38(1):97-107. ZHANG Y S, CHAI R S, FU L L, et al. Greenhouse gas emissions from major agricultural activities in China and

corresponding mitigation strategies[J]. *Journal of Zhejiang University* (*Agriculture and Life Sciences*), 2012, 38(1):97-107.

[29] 秦硕璞, 李婷, 张雅京, 等. 中国农业源非CO_2温室气体排放核算[J]. 生态学报, 2024, 44(17):7536-7551. QIN S P, LI T, ZHANG Y J, et al. Calculation of non-CO_2 greenhouse gas emissions from Chinese agricultural sources[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, 44(17):7536-7551.

[30] 李成, 贾俊文, 吴芳, 等. 生态文明建设下中国种植业温室气体排放时空演变特征[J]. 生态学报, 2024, 44(20):9199-9208. LI C, JIA J W, WU F, et al. New spatiotemporal characteristics of greenhouse gas emissions from China′s crop farming under the construction of ecological civilization[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, 44(20):9199-9208.

[31] 淮贺举, 李奇峰, 王小慧, 等. 全国县域复种指数时空变化特征研究[J]. 江苏农业科学, 2021, 49(22):76-84. HUAI H J, LI Q F, WANG X H, et al. Study on spatio-temporal variation characteristics of multiple cropping index in national counties[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2021, 49(22):76-84.

[32] 张青青, 曲衍波, 展凌云, 等. 中国粮食生产碳排放动态演进及驱动效应[J]. 地理学报, 2023, 78(9):2186-2208. ZHANG Q Q, QU Y B, ZHAN L Y, et al. Dynamic evolution and driving effects of carbon emissions from grain production in China[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2023, 78(9):2186-2208.

[33] 刘丹, 田俊, 段里成. 气候变暖背景下江西省稻油轮作模式中的水稻种植结构变化[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2025, 33(4):682-693. LIU D, TIAN J, DUAN L C. Changes in rice planting structure within rice-oil crop rotation systems in Jiangxi Province under climate warming[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2025, 33(4):682-693.

[34] QIAN H Y, ZHU X C, HUANG S, et al. Greenhouse gas emissions and mitigation in rice agriculture[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2023, 4(10):716-732.

[35] 那伟, 赵新颖, 高星爱, 等. 吉林省农业温室气体排放核算及特征分析[J]. 安徽农业科学, 2016, 44(34):76-79. NA W, ZHAO X Y, GAO X A, et al. Accounting and characteristic analysis of agricultural greenhouse gas emissions in Jilin Province[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2016, 44(34):76-79.

[36] 肖建英, 谭术魁. 中国粮食产量省级尺度下的空间分异规律[J]. 中国土地科学, 2013, 27(8):26-32. XIAO J Y, TAN S K. Spatial differentiation pattern of grain production at the provincial scale in China[J]. *China Land Science*, 2013, 27(8):26-32.

[37] JIANG J Q, ZHAO T, WANG J. Decoupling analysis and scenario prediction of agricultural CO_2 emissions: an empirical analysis of 30 provinces in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 320:128798.

[38] 王雨枫, 王娟. 京津冀地区耕地利用时空分异与影响机制分析[J]. 农业机械学报, 2022, 53(1):192-197. WANG Y F, WANG J. Spatio-temporal differentiation and influencing mechanism of cultivated land use in Beijing-Tianjin-Hebei region[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2022, 53(1):192-197.

[39] 韩贵清. 基于"双碳"目标愿景下的土壤碳汇发展与黑土保护利用[J]. 数据, 2021(9):56-59. HAN G Q. Development of soil carbon sink and protection and utilization of black soil based on the vision of "double carbon"[J]. *Data*, 2021(9):56-59.

[40] 刘玉敏, 马荣辉, 徐钰, 等. 2005—2020年山东省小麦玉米氮肥利用率分析[J]. 山东农业科学, 2021, 53(3):86-90. LIU Y M, MA R H, XU Y, et al. Analysis of nitrogen use efficiency of wheat and corn in Shandong Province from 2005 to 2020[J]. *Shandong Agricultural Sciences*, 2021, 53(3):86-90.

[41] LI R, HU W Y, JIA Z J, et al. Soil degradation: a global threat to sustainable use of black soils[J]. *Pedosphere*, 2025, 35(1):264-279.

[42] SETYANTO P, PRAMONO A, ADRIANY T A, et al. Alternate wetting and drying reduces methane emission from a rice paddy in Central *Java*, Indonesia without yield loss[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2018, 64(1):23-30.

[43] 汪笑溪, 李佳珂, 叶蕾, 等. 中国农业非二氧化碳温室气体减排的政策措施、技术应用与对策启示[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2024, 32(11):1793-1804. WANG X X, LI J K, YE L, et al. Policy measures, technical applications, and countermeasure insights for non-CO_2 greenhouse gas emission reduction in China′s agriculture[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2024, 32(11):1793-1804.

[44] 邹晓霞, 李玉娥, 高清竹, 等. 中国农业领域温室气体主要减排措施研究分析[J]. 生态环境学报, 2011, 20(增刊2):1348-1358. ZOU X X, LI Y E, GAO Q Z, et al. Research and analysis of main greenhouse gas emission reduction measures in China′s agricultural sector[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(Suppl 2):1348-1358.

[45] 林斌, 徐孟, 汪笑溪. 中国农业碳减排政策、研究现状及展望[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2022, 30(4):500-515. LIN B, XU M, WANG X X. Mitigation of greenhouse gas emissions in China′s agricultural sector: current status and future perspectives[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2022, 30(4):500-515.

[46] 吴雪莲, 张俊飚, 何可, 等. 农户水稻秸秆还田技术采纳意愿及其驱动路径分析[J]. 资源科学, 2016, 38(11):2117-2126. WU X L, ZHANG J B, HE K, et al. Farmer willingness to adopt rice straw returning technology and driving path[J]. *Resources Science*, 2016, 38(11):2117-2126.

[47] ABDO A I, SUN D L, SHI Z J, et al. Conventional agriculture increases global warming while decreasing system sustainability[J]. *Nature Climate Change*, 2024, 15(1):110-117.