

DOI: 10.20103/j.stxb.202401080058

李成, 贾俊文, 吴芳, 左丽君, 崔雪锋. 生态文明建设下中国种植业温室气体排放时空演变特征. 生态学报, 2024, 44(20): 9199-9208.

Li C, Jia J W, Wu F, Zuo L J, Cui X F. New spatiotemporal characteristics of greenhouse gas emissions from China's crop farming under the construction of ecological civilization. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(20): 9199-9208.

生态文明建设下中国种植业温室气体排放时空演变特征

李 成¹, 贾俊文², 吴 芳², 左丽君³, 崔雪锋^{2,*}

¹ 扬州大学植物保护学院, 扬州 225009

² 北京师范大学系统科学学院, 北京 100875

³ 中国科学院空天信息创新研究院, 北京 100093

摘要:农作物种植在保障国家粮食安全的同时,也是农业领域重要的温室气体(GHG)排放源之一,在我国农业“双碳”目标实现路径中具有显著地位。基于多源统计数据,分别在国家尺度和省域尺度上,定量分析了1978—2020年我国种植业GHG排放的动态变化与空间分异格局。结果表明:(1)1978—2020年我国种植业GHG排放总量整体呈显著增加趋势($P < 0.01$),但其在1997—2003年和2012—2020年间出现了两次较为明显的下降,且下降的成因并不相同,使得GHG排放强度(即单位粮食产量的GHG排放量)在这两个时段表现出相反的变化过程。其中,2012—2020年间出现GHG排放减少而粮食产量增加的态势, GHG排放强度降幅接近20%,已呈现出粮食增产和碳减排目标的协同实现。(2)1978—2020年省域尺度上种植业GHG排放量呈现出“南高北低、东高西低”的空间差异,总体格局与粮食产量的均值分布存在较好的对应关系。但在2012—2020年间,全国大部分地区粮食产量增加,同时这些地区GHG排放强度都出现了不同程度的下降,主要得益于化肥和农药使用量的减少。研究结果体现了在确保我国粮食安全的前提下,生态文明建设政策的实施为种植业实现“双碳”目标做出了积极的贡献。

关键词:种植业;温室气体排放;时空变化;中国

New spatiotemporal characteristics of greenhouse gas emissions from China's crop farming under the construction of ecological civilization

LI Cheng¹, JIA Junwen², WU Fang², ZUO Lijun³, CUI Xuefeng^{2,*}

¹ School of Plant Protection, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China

² School of Systems Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

³ Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China

Abstract: Crop farming, along with ensuring national food security, is also an important source of greenhouse gas (GHG) emissions in the agricultural sector, and therefore acts as a crucial role in global warming. As the world's leading agricultural producer, China feeds 20% of the global population with only 7% of global croplands through constantly improvement of agricultural practice including the increased input of fertilizers and pesticides over the past decades. With the implementation of the Sustainable Development Goals of the United Nations and China's carbon neutral strategy, accurate estimation of GHG emissions from crop farming has a significant position in the path of realizing the carbon peaking and carbon neutrality goals in China's agriculture. However, a comprehensive, long-term, and spatially-precise profile of GHG emissions from crop farming is still lacking in China. In order to accurately understand changes of historical emissions and their implications for future mitigation, this study quantitatively analyzed the dynamic changes and spatial differentiation

基金项目:国家重点研发计划项目(2023YFF1303702);可持续发展大数据国际研究中心项目(CBAS2023SDG001);江苏省科协青年科技人才托举工程项目(TJ-2023-032);扬州大学“青蓝工程”资助项目

收稿日期:2024-01-08; **网络出版日期:**2024-07-26

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xuefeng.cui@bnu.edu.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。

patterns of GHG emissions in China's crop farming from 1978 to 2020 based on multi-source statistical data at the national and provincial scales, respectively. The results showed that the total GHG emissions from China's crop farming showed a significant increasing trend from 1978 to 2020 ($P < 0.01$). However, there were two significant decreases from 1997 to 2003 and 2012 to 2020. Furthermore, the reasons for these decreases were not the same, so that the GHG emission intensity (i. e., GHG emissions per unit of grain production) showed opposite changes in these two periods. Particularly in the period from 2012 to 2020, there was a decrease in GHG emissions and an increase in grain production, which resulted in a decrease in GHG emission intensity of nearly 20%. This finding showed a synergistic realization of the goals of increased grain production and GHG emission reduction. From 1978 to 2020, GHG emissions from crop farming at the provincial scale showed a spatial difference of higher in the south and east while lower in the north and west, and the overall pattern corresponded well to the distribution of the mean value of grain production. However, grain production increased from 2012 to 2020 in most regions of China, whereas the GHG emission intensity decreased in these regions to different degrees, which mainly due to the reduction of chemical fertilizer and pesticide use. Specifically, the application of nitrogen fertilizers and pesticides declined to different degrees from 2012 to 2020 in Northeast China, North China, Jianghuai, and Sichuan-Chongqing regions, which did not affect the increase of grain production, but contributed to the reduction of GHG emissions. The results of this study showed that the implementation of ecological civilization construction policies has made a positive contribution to the cultivation industry to achieve the goal of carbon peaking and carbon neutrality under the premise of ensuring China's food security.

Key Words: crop farming; greenhouse gas emissions; spatiotemporal changes; China

受自然和人为因素的双重影响,CO₂、CH₄和N₂O等温室气体(GHG)排放快速增加进一步加剧了全球气候变暖的进程,严重威胁经济社会的可持续发展^[1-3]。2020年9月,习总书记向世界做出中国“双碳”目标的庄严承诺,这不仅是我国对共商共筑人类命运共同体的责任担当,而且也推进我国经济高质量发展,建设社会主义现代化强国,提出了新的要求^[4]。在此背景下,我国许多行业和政府部门积极筹划,相继制定了实现“双碳”目标的行动指南。农业,特别是种植业既是自然—社会高度耦合的复杂系统,也是重要的GHG排放贡献者,其排放量与增速备受国内外各界关注^[5-7]。因此,科学理解我国种植业GHG排放的动态变化,既是联合国2030年可持续发展目标中“建立可持续粮食生产体系”的重要研究内容之一^[8],又与我国当前推进农业农村减排固碳、实施农业生态文明建设等重大任务密切相关^[9],因而具有重要的现实意义。

种植业GHG排放量约占我国农业GHG排放量的65%以上,并且种植业也是非CO₂类GHG排放的主要来源^[10]。据统计,随着产量的不断增加,更多的作物残留物将刺激稻田CH₄的产生和排放^[11-12];施用的氮肥也会导致土壤N₂O排放增加^[13],这其中CH₄和N₂O在百年时间尺度上的增温潜势分别是CO₂的28倍和265倍,影响不容小觑^[14]。自1978年以来,我国城镇化进程发展迅猛,农村人口和农业劳动力持续减少,对种植业结构及其碳减排带来了严峻的挑战^[10]。为确保粮食生产平稳、有序,农业活动越来越依赖于化肥、农药和农业机械的投入。据国家统计局网站显示:截至2020年底,我国农业机械总动力达 10.56×10^8 kW,约是1978年的8.99倍;化肥、农药使用量也均在2017年前后达到历史峰值。因此,农业种植领域亟需开展GHG排放评估工作,以便摸清家底。虽然我国政府曾基于联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)《2006年国家温室气体清单指南》,发布了1994年、2005年和2012年国家GHG排放清单,但它主要从动物肠道发酵、动物粪便管理、水稻种植、农田土壤、农业废弃物焚烧和土地利用变化等方面进行测算^[15];Zuo等^[16]计算了中国1987年、2000年和2010年多种作物、施肥、灌溉和稻田水分管理变化的GHG排放量;Liang等^[11]通过考虑与农作物种植相关的直接和间接排放过程,从作物秸秆露天焚烧、水稻种植、耕地转移变化、农田排放、农业机械使用、氮肥生产和农药生产等方面,测算了1978—2016年中国农作物种植的GHG排放量。显然上述研究成果由于选择了不同的农业活动进行测算,因而难以进行横向比较;同时目前土地(耕地)利用数据存在一定的不确定性,也导致由耕地变化引起的排放量计算结果可能存在偏差;加之研究时段不连续以及缺少必要的数据更

新,使这些结果还无法反映当前我国种植业 GHG 排放的客观情况,也不利于未来设计更为有效的减排方案。

为此,本研究在借鉴 Liang 等^[11]核算方法的基础上,基于多源统计数据形成 1978—2020 年长时序中国种植业 GHG 排放量的测算结果,进而定量分析 1978—2020 年国家和省域尺度上种植业 GHG 排放量的动态变化,并阐明其空间分异格局,以期为我国种植业“双碳”目标的政策制定提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 种植业 GHG 排放量的核算方法

本研究主要关注农作物种植引起的 GHG 排放,涉及直接排放和间接排放两类^[11, 17]。为此,延续 Liang 等^[11]核算方法,在直接排放中主要考虑作物秸秆露天焚烧、水稻种植和农田排放;而在间接排放中主要考虑农业机械使用以及在农作物种植中投入的氮肥和农药的生产所引起的排放。但与 Liang 等^[11]不同的是,并未在直接排放中考虑由耕地变化引起的排放量。这主要是因为目前的土地利用数据不确定性较大,因此暂未纳入该部分的核算^[18]。各部分的核算方法主要来源于 IPCC 推荐的参考方法和我国《省级温室气体清单编制指南(试行)》等,具体如下:

(1)对于作物秸秆露天焚烧而言,该部分主要涉及 CH₄和 N₂O 排放的核算。根据已有研究^[19],具体计算公式如下:

$$E_{i,j}^{\text{CROP}} = \left(\sum_{s=1}^{13} \text{Prod}_{i,j,s} \times e_s^{\text{ster}} \right) \times e_i^{\text{open}} \times e^{\text{burn}} \times EF^{\text{CROP}} \quad (1)$$

式中, $E_{i,j}^{\text{CROP}}$ 是第*i*省在第*j*年作物秸秆露天焚烧的排放量; $\text{Prod}_{i,j,s}$ 是对应省份和年份第*s*类作物产量,它包括 13 类作物,如稻谷、小麦、玉米、谷子、高粱、其他谷物、豆类、薯类、棉花、油料作物、麻类、糖料和烟草等; e_s^{ster} 是对应作物类型的秸秆与谷物比例; e_i^{open} 是对应省份露天焚烧率; e^{burn} 是燃烧效率; EF^{CROP} 是 CH₄和 N₂O 的排放因子。详细的计算说明及各参数取值详见文献^[11]。

(2)对于水稻种植而言,该部分主要涉及 CH₄排放的核算^[20]。具体计算公式如下:

$$E_{i,j}^{\text{RICE}} = \sum_{r=1}^3 RA_{i,j,r} \times e_{i,r}^{\text{length}} \times EF_{i,r}^{\text{RICE}} \quad (2)$$

式中, $E_{i,j}^{\text{RICE}}$ 是第*i*省在第*j*年水稻种植的排放量; $RA_{i,j,r}$ 是对应省份和年份第*r*类不同水稻(如早稻、中稻和一季稻、晚稻)的种植面积; $e_{i,r}^{\text{length}}$ 是对应省份第*r*类水稻的生育期; $EF_{i,r}^{\text{RICE}}$ 是对应省份和水稻类型的排放因子。详细的计算说明及各参数取值详见文献^[11]。

(3)对于氮肥、粪便和作物秸秆施用到农田后,它们可以通过硝化和反硝化作用直接排放 N₂O,并通过挥发和淋溶作用间接导致 N₂O 排放。本研究采用区域氮循环模型(IAP-N)计算了农田 N₂O 的直接排放量,并通过 IPCC 指南计算了农田 N₂O 的间接排放量^[11, 21-22]。

$$E_{i,j}^{\text{CRLAd}} = (\text{NFert}_{i,j} + \text{Manu}_{i,j} + \text{NRC}_{i,j}) \times EF_i^{\text{CRLAd}} \quad (3)$$

$$E_{i,j}^{\text{CRLAind}} = \text{Atmos}_{i,j} + \text{Leach}_{i,j} \quad (4)$$

式中, $E_{i,j}^{\text{CRLAd}}$ 是第*i*省在第*j*年农田 N₂O 的直接排放量;NFert_{*i,j*}、Manu_{*i,j*}和 NRC_{*i,j*}分别是对应省份和年份的氮肥、粪肥氮和秸秆还田氮施用量; EF_i^{CRLAd} 是对应省份农田 N₂O 直接排放系数; $E_{i,j}^{\text{CRLAind}}$ 是第*i*省在第*j*年农田 N₂O 的间接排放量;Atmos_{*i,j*}是指经大气氮沉降引起的 N₂O 排放量;Leach_{*i,j*}是指氮淋溶径流损失引起的 N₂O 排放量。详细的计算说明及各参数取值详见文献^[11]。

(4)在农作物种植过程中,农业机械的使用会消耗柴油、汽油和电力等能源,从而排放 CO₂。根据联合国粮食及农业组织推荐的方法^[23],该部分排放量的计算公式如下:

$$E_{i,j}^{\text{ENER}} = \sum_{e=1}^9 (EC_{i,j,e}^{\text{agri}} \times e_{i,j}^{\text{pGDP}} \times e_e^{\text{LCV}} \times EF_{j,e}^{\text{ENER}}) \quad (5)$$

式中, $E_{i,j}^{\text{ENER}}$ 是第*i*省在第*j*年农业机械使用的排放量; $EC_{i,j,e}^{\text{agri}}$ 是对应省份和年份农林牧渔业第*e*类能源的消费

量,包括煤炭、焦炭、原油、汽油、煤油、柴油、燃料油、天然气和电力; $e_{i,j}^{pGDP}$ 是对应省份和年份种植业 GDP 占农林牧渔业总 GDP 的比例; e_e^{LCV} 是对应能源类型的平均低位热值; $EF_{j,e}^{ENER}$ 为对应能源类型的排放因子。详细的计算说明及各参数取值详见文献[11]。

(5)对于农作物种植中投入的氮肥和农药的生产所引起的排放,二者的计算公式如下:

$$E_{i,j}^{FERT} = NFert_{i,j} \times EF^{FERT} \quad (6)$$

$$E_{i,j}^{PEST} = Pest_{i,j} \times e_j^{pPest} \times EF^{PEST} \quad (7)$$

式中, $E_{i,j}^{FERT}$ 是第*i*省在第*j*年氮肥生产的排放量; $NFert_{i,j}$ 是第*i*省在第*j*年氮肥施用量; EF^{FERT} 是氮肥生产的排放因子。 $E_{i,j}^{PEST}$ 是第*i*省在第*j*年农药生产的排放量; $Pest_{i,j}$ 是第*i*省在第*j*年农药施用量; e_j^{pPest} 是农药中有效成分的比例; EF^{PEST} 是农药生产的排放因子。详细的计算说明及各参数取值详见文献[11]。

在各部分核算基础上,将 CH_4 和 N_2O 的排放量通过 IPCC 规定的全球增温潜势值,转化为 CO_2 当量的形式予以表示,最终形成种植业 GHG 排放量。

1.2 评价指标与数据来源

本研究在测算种植业 GHG 排放量的基础上,结合研究时段内粮食产量的变化,采用种植业 GHG 排放量与粮食产量的比值衡量 GHG 排放强度。

本研究以 1978—2020 年为研究时段,各省份作物产量、水稻播种面积、氮肥施用量、农药施用量、农村人口、牲畜人口、农林牧渔业产值等数据来源于国家统计局(<http://www.stats.gov.cn/>)和《新中国五十年农业统计资料》;能源消费量及其平均低位热值来源于《中国能源统计年鉴》。此外在种植业 GHG 排放量核算中,各部分所需参数的取值均来自于公开发表文献^[11, 24—30]以及《生物质燃烧源大气污染物排放清单编制技术指南(试行)》《省级温室气体清单编制指南(试行)》等资料。

2 结果与分析

2.1 国家尺度种植业 GHG 排放的变化特征

自 1978 年以来,我国种植业 GHG 排放量增加明显($P < 0.01$),已由最初的 454.45 Mt CO_2 -eq 增加至 2020 年的 592.90 Mt CO_2 -eq(图 1),增幅达 4.92 Mt CO_2 -eq/a。但这期间,我国种植业 GHG 排放出现了两次较为明显的下降。具体如下:

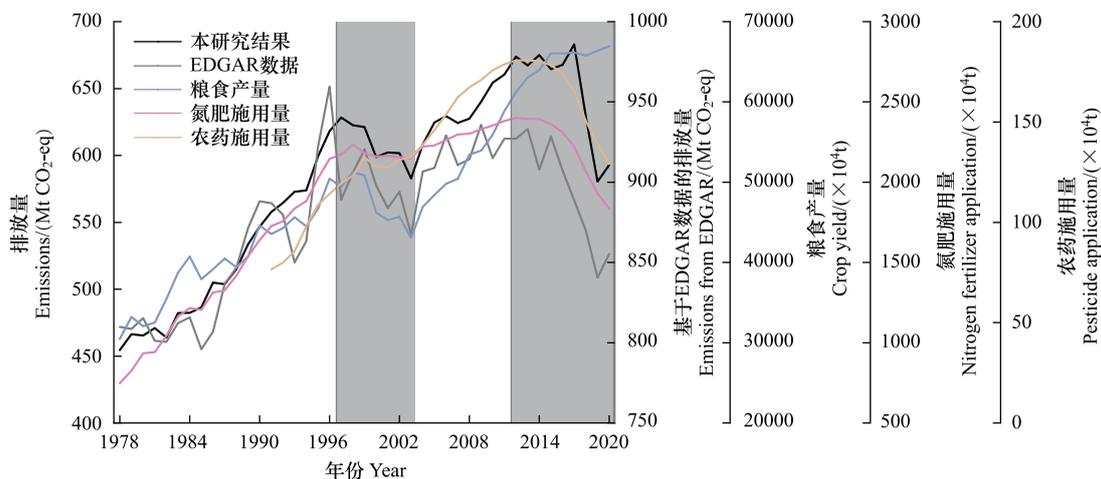


图 1 1978—2020 年中国种植业 GHG 排放量的变化特征

Fig.1 Changing characteristics of GHG emissions in China's crop farming from 1978 to 2020

EDGAR: 全球大气研究排放数据库 Emissions database for global atmospheric research; GHG: 温室气体 Greenhouse Gases; 图中灰色区域分别代表 1997—2003 年和 2012—2020 年两个时段

(1) 1997—2003 年我国种植业 GHG 排放从 628.27 Mt CO₂-eq 下降至 582.80 Mt CO₂-eq, 这主要是受粮食播种面积调减以及自然灾害等因素的影响, 使我国粮食产量减少了 12.85% (图 1), 同时也使作物秸秆露天焚烧和水稻种植引起的排放量分别降低了 13.05% 和 12.99% (表 1), 造成我国种植业 GHG 排放量在 1997—2003 年间有所下降。

(2) 在 2012—2020 年间, 我国种植业 GHG 排放从 673.90 Mt CO₂-eq 下降至 592.90 Mt CO₂-eq, 这主要与 2012 年以来习总书记提出的生态文明建设理念密不可分, 它在很大程度上推动了我国农业绿色低碳发展。伴随我国实施化肥农药减量增效行动以来, 对于农作物种植中投入的氮肥和农药的生产所引起的排放量分别降低了 23.43% 和 23.18% (表 1), 使我国种植业 GHG 排放量在 2012—2020 年间降幅明显。

表 1 1997—2003 年和 2012—2020 年中国种植业 GHG 排放量及其组分的变化率/%

Table 1 Rates of change of GHG emissions and their components in China's crop farming during 1997—2003 and 2012—2020

不同类型的排放量 Different types of emissions	1997—2003	2012—2020
排放总量 Total emissions	-6.18	-12.02
作物秸秆露天焚烧 Crop residue open burning	-13.05	10.94
水稻种植 Rice cultivation	-12.99	-14.46
农田排放 Cropland emissions	-0.89	-22.19
农业机械使用 Machinery use	-3.38	19.31
氮肥生产 Nitrogen fertilizer production	-1.36	-23.43
农药生产 Pesticide production	-2.02	-23.18

GHG: 温室气体 Greenhouse gas

进一步, 基于 Pearson 相关分析方法计算了我国种植业 GHG 排放量与各分量之间的相关系数及其显著性, 如表 2 所示。在 1978—2020 年间, 我国种植业 GHG 排放量与各分量之间存在较好的相关关系 ($P < 0.05$)。除水稻种植引起的排放量外, 其他分量与种植业 GHG 排放量的相关系数均在 0.78 以上。在 1997—2003 年间, 我国种植业 GHG 排放量与作物秸秆露天焚烧和水稻种植引起的排放量之间存在较好的相关关系 ($P < 0.05$), 相关系数分别为 0.97 和 0.96, 反映了作物秸秆露天焚烧和水稻种植引起的排放量降低是这一时段我国种植业 GHG 排放量变化的重要原因。在 2012—2020 年间, 我国种植业 GHG 排放量与水稻种植、农田排放、氮肥生产和农药生产引起的排放量之间存在较好的相关关系 ($P < 0.05$), 相关系数均在 0.92 以上, 表明除直接排放外, 间接排放也是这一时段我国种植业 GHG 排放量降低的重要原因。

表 2 1978—2020 年、1997—2003 年和 2012—2020 年中国种植业 GHG 排放量与各分量之间的相关性分析结果

Table 2 Results of correlations between GHG emissions and different components in China's crop farming during 1978—2020, 1997—2003 and 2012—2020

不同类型的排放量 Different types of emissions	排放总量	作物秸秆 露天焚烧	水稻种植	农田排放	农业机械 使用	氮肥生产	农药生产
排放总量 Total emissions	1						
作物秸秆露天焚烧 Crop residue open burning	0.86/0.97/-0.47	1					
水稻种植 Rice cultivation	-0.67/0.96/0.96	-0.75/0.90/-0.32	1				
农田排放 Cropland emissions	0.96/0.50/0.92	0.77/0.60/-0.69	-0.73/0.29/0.79	1			
农业机械使用 Machinery use	0.78/0.03/-0.66	0.95/0.06/0.89	-0.75/-0.13/-0.47	0.66/0.26/-0.88	1		
氮肥生产 Nitrogen fertilizer production	0.97/0.64/0.92	0.79/0.72/-0.69	-0.75/0.45/0.78	0.99/0.97/0.99	0.69/0.16/-0.89	1	
农药生产 Pesticide production	0.95/-0.48/0.95	0.83/-0.36/-0.66	-0.77/-0.51/0.86	0.93/-0.34/0.96	0.80/0.41/-0.83	0.94/-0.39/0.98	1

表 2 中的结果以 A/B/C 的形式表示, A 为 1978—2020 年 Pearson 相关系数, B 为 1997—2003 年 Pearson 相关系数, C 为 2012—2020 年 Pearson 相关系数, 相关系数数值超过 0.66 表示通过 95% 的显著性检验

结合研究时段内粮食产量的变化情况,绘制了种植业 GHG 排放强度的变化曲线,如图 2 所示。我国粮食产量自 1978 年以来整体呈显著增加趋势($P < 0.01$),变化范围在 $30476.5 \times 10^4 - 66949.1 \times 10^4$ t 之间,增幅达 802.59×10^4 t/a。在此背景下,种植业 GHG 排放强度表现出下降趋势($P < 0.01$)。与 1978 年相比,2020 年我国种植业 GHG 排放强度已降低了 40.64%。与此同时,它也表现出一定的阶段性变化差异(图 2)。例如,种植业 GHG 排放强度在 1997—2003 年间出现了小幅增加,变化幅度为 6.43%;但它在 2012—2020 年间出现了快速下降,降幅接近 20%。

2.2 省域尺度种植业 GHG 排放的变化特征

1978—2020 年省域尺度上种植业 GHG 排放量与粮食产量多年均值的空间分布存在较好的对应关系(图 3),二者之间的相关系数为 0.75($P < 0.01$),反映出粮食产量较高(低)的地区,一般种植业 GHG 排放量也相对较高(低)。如图 3 所示,种植业 GHG 排放量多年均值整体介于 0.49—52.32 Mt CO₂-eq,表现出“南高北低、东高西低”的地域性差异。其中,中南、华东和西南地区的种植业 GHG 排放量多年均值相对较高,普遍在 20 Mt CO₂-eq 以上,而华北和西北地区多年均值则在 10 Mt CO₂-eq 以下(表 3)。

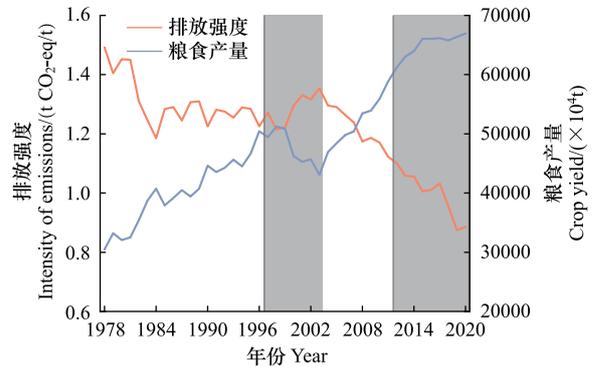


图 2 1978—2020 年中国种植业 GHG 排放强度的变化特征
Fig.2 Changing characteristics of GHG emission intensity in China's crop farming from 1978 to 2020

图中灰色区域分别代表 1997—2003 年和 2012—2020 年两个时段

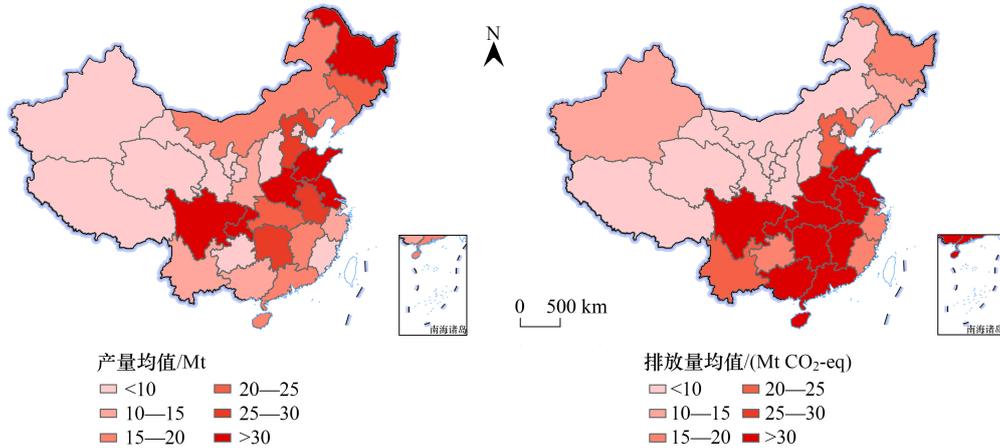


图 3 1978—2020 年省域尺度粮食产量与种植业 GHG 排放量多年均值的空间分布

Fig.3 Spatial distribution of multi-year averages of provincial-scale grain production and GHG emissions in crop farming from 1978 to 2020

表 3 1978—2020 年我国不同地区粮食产量与种植业 GHG 排放量多年均值的统计结果

Table 3 Statistical results of multi-year averages of grain production and GHG emissions in crop farming across different regions of China from 1978 to 2020

区域 Regions	粮食产量/Mt Grain production	种植业 GHG 排放量/(Mt CO ₂ -eq) GHG emissions in crop farming
东北 Northeast China	2536.20	15.78
华北 North China	1114.39	8.61
华东 Southeast China	1945.62	25.57
中南 Central South China	2457.65	38.90
西南 Southwest China	1628.96	22.19
西北 Northwest China	626.21	5.83

以典型时段 2012—2020 年为例,该时段全国大部分地区粮食产量都表现出增加态势,但与之相比,全国大部分地区种植业 GHG 排放强度却表现出下降(图 4),特别是我国东北、华北、华东、中南和西南地区出现了集中连片的下降特征,呈现出“产量增、GHG 排放强度减”的权衡关系,并且华北和华东地区 GHG 排放强度的降幅均在 20%以上(表 4)。虽然南方部分省份粮食产量出现了小幅波动(降幅不足 10%),但这些地区 GHG 排放强度的降幅普遍超过了 15%。如图 4 所示,约有 1/5 的地区粮食产量与 GHG 排放强度的变化率在 2012—2020 年间均为正值,特别是西部地区(如西藏、新疆、青海和宁夏)GHG 排放强度的增幅在 15%以上,明显高于相应的粮食产量增幅。

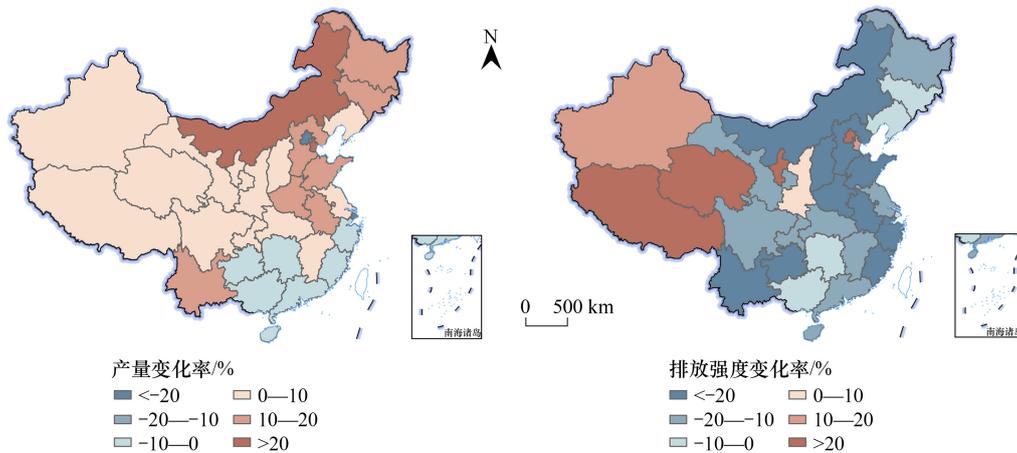


图 4 2012—2020 年省域尺度粮食产量和种植业 GHG 排放强度变化率的空间分布

Fig.4 Spatial distribution of rates of change in provincial-scale grain production and GHG emission intensity in crop farming from 2012 to 2020

表 4 2012—2020 年我国不同地区粮食产量、种植业 GHG 排放强度、氮肥施用量及农药施用量的变化率/%

Table 4 Rates of changes of grain production, GHG emission intensity in crop farming, nitrogen fertilizer application and pesticide application across different regions of China from 2012 to 2020

区域 Regions	粮食产量 Grain production	种植业 GHG 排放强度 GHG emission intensity in crop farming	氮肥施用量 Nitrogen fertilizer application	农药施用量 Pesticide application
东北 Northeast China	11.93	-9.86	-24.78	-20.86
华北 North China	17.68	-27.11	-29.62	-25.85
华东 Southeast China	8.49	-24.97	-26.01	-29.64
中南 Central South China	7.01	-19.31	-24.84	-15.43
西南 Southwest China	5.35	-19.37	-22.72	-26.05
西北 Northwest China	4.65	8.42	-5.68	-26.32

3 讨论

本研究发现我国种植业 GHG 排放在 1978—2020 年间表现出显著的增加趋势,但这期间出现了两次较为明显的下降,分别为 1997—2003 年和 2012—2020 年。为进一步验证该结果的可靠性,基于全球大气研究排放数据库(EDGAR)对我国农业 GHG 排放量进行了统计^[31]。如图 1 所示,基于 EDGAR 数据的我国农业 GHG 排放量变化与本研究的种植业 GHG 排放量结果之间存在较好的一致性,二者的相关系数为 0.89 ($P < 0.01$)。特别是,基于 EDGAR 数据的我国农业 GHG 排放量也在 1997—2003 年和 2012—2020 年出现了下降,从而间接验证了本研究结果的合理性(图 1)。但是由于两套数据核算的侧重点不同,如 EDGAR 数据主要包括动物肠道发酵、粪便管理、农业废弃物焚烧、农田土壤排放(含 N_2O 间接排放)等方面,而本研究则考虑了与

农作物种植相关的直接和间接排放过程,因而还不能从数值上直接进行对比。

虽然我国种植业 GHG 排在 1997—2003 年和 2012—2020 年出现了下降,但背后的影响因素并不相同(表 1 和表 2)。特别是 2012—2020 年种植业 GHG 排放量的减少,也得益于我国近年来在农业领域大力推进的化肥农药减量增效行动有关(表 2)。如图 5 所示,2012—2020 年全国大部分地区氮肥和农药施用量均出现了不同程度的下降,降幅普遍在 20% 以上(表 4),特别是东北、华北、华东、中南和西南等地区粮食产量的增加未受到氮肥和农药施用量减少的影响,但这却促使 GHG 排放量强度的降幅在 9.86%—27.11% 之间(表 4)。同期全国仍有约 1/5 的地区种植业 GHG 排放强度出现了增加,主要位于西部地区,如西藏、新疆、青海和宁夏(图 4)。这些地区大多以粗放型农业为主,区域生态环境本底条件较为一般,使得在农作物种植生产过程中对农业机械使用和部分农资投入的依赖性较大^[32],加之这些地区粮食产量增幅有限,因而造成其 GHG 排放强度相对较高。同时在国家尺度上,由农业机械使用引起的 GHG 排放量也在 2012—2020 年间增长最大,达 19.31%(表 1)。因此,如何有效降低该部分的排放量也是今后种植业碳减排任务亟待解决的重要问题。

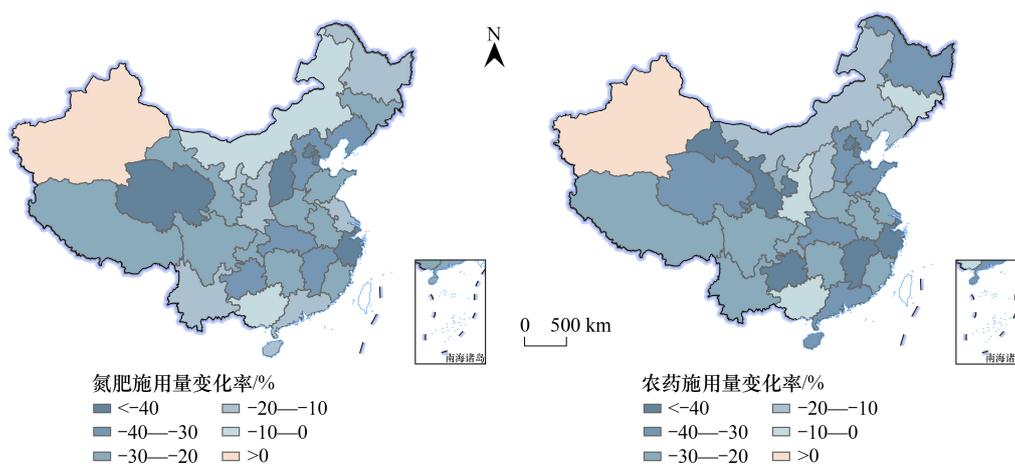


图 5 2012—2020 年省域尺度氮肥施用量和农药施用量变化率的空间分布

Fig.5 Spatial distribution of the rate of change of nitrogen fertilizer application and pesticide application at the provincial scale from 2012 to 2020

自我国“双碳”发展战略提出以来,政府有关部门相继在农业领域制定了一揽子的政策和行动指南。虽然生态文明建设下粮食安全与双碳目标之间仍然存在一些冲突,即如何权衡增产与减排、固碳与减排以及增产与固碳之间的关系^[33],但在气候变化、重大灾害、地区冲突、国际关系复杂等时代背景下,粮食安全已成为国家安全的根本,而“双碳”目标也已上升成为国家中长期发展战略,并与生态文明建设和中国式现代化发展一脉相承。因此,种植业碳减排不应牺牲粮食产量作为代价。近年来,随着“藏粮于地、藏粮于技”以及“气候智慧型农业”的提出,为粮食安全背景下实现种植业“双碳”目标提供了新思路,任务虽然艰巨,但前途光明。同时,也应注意到种植业 GHG 排放来源很多,不同地区 GHG 排放存在明显的空间差异,这背后的原因较为复杂,除了与不同省份的种植模式、农业生产方式、农业政策等有关外,还与自然地理条件、社会经济状况以及不同地区实施政策的能力等密切相关^[34]。因此,亟需分区、分级、分类地制定相应的减排措施^[35],从而更好地落实粮食安全背景下种植业“双碳”发展目标。

然而受限于数据质量等问题,本研究目前主要围绕与农作物种植相关的直接和间接排放过程进行了核算,缺少耕地变化引起的排放量,下一阶段将对不同土地利用数据的遥感产品进行比较,选用较为合适的土地利用数据对由耕地变化所引起的排放量进行估算。此外,本研究所采用的各参数取值均来自于公开发表的文献资料,但考虑到部分参数可能具有一定的时空异质性,未来仍需要进一步优化参数的取值,并纳入畜牧业 GHG 排放量和农田生态系统碳收支的核算结果,建立长时间序列的农业 GHG 排放数据库,为“双碳”目标下

农业碳减排政策的制定提供科学依据。

4 结论

(1) 1978—2020 年我国种植业 GHG 排放量呈显著增加趋势 ($P < 0.01$), 但它在 1997—2003 年和 2012—2020 年间出现了两次明显的下降。前者是受粮食播种面积调减以及自然灾害等因素的影响, 而后者则与生态文明建设以来的农业绿色低碳发展密不可分。自 1978 年以来我国种植业 GHG 排放强度表现出下降趋势 ($P < 0.01$), 特别是 2012—2020 年间种植业 GHG 排放强度的降幅接近 20%。

(2) 1978—2020 年省域尺度上种植业 GHG 排放量多年均值表现出“南高北低、东高西低”的地域性差异, 并且它与粮食产量的均值分布存在较好的对应关系, 即粮食产量较高(低)的地区, 一般种植业 GHG 排放量也相对较高(低)。2012—2020 年全国大部分地区种植业 GHG 排放强度都出现了不同程度的下降, 特别是东北、华北、华东、中南和西南等地区 GHG 排放强度的降幅普遍较大, 但这些地区的粮食增产并未受到影响。生态文明建设的政策实施有望确保粮食产量、保护自然环境与实现碳中和目标的“三赢”局面。

参考文献(References):

- [1] Zheng X Q, Lu Y L, Yuan J J, Baninla Y, Zhang S, Stenseth N C, Hessen D O, Tian H Q, Obersteiner M, Chen D L. Drivers of change in China's energy-related CO₂ emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2020, 117(1): 29-36.
- [2] Duffy K A, Schwalm C R, Arcus V L, Koch G W, Liang L L, Schipper L A. How close are we to the temperature tipping point of the terrestrial biosphere? *Science Advances*, 2021, 7(3): eaay1052.
- [3] 朴世龙, 岳超, 丁金枝, 郭正堂. 试论陆地生态系统碳汇在“碳中和”目标中的作用. *中国科学: 地球科学*, 2022, 52(7): 1419-1426.
- [4] 于贵瑞, 郝天象, 朱剑兴. 中国碳达峰、碳中和行动方略之探讨. *中国科学院院刊*, 2022, 37(4): 423-434.
- [5] He Y Q, Lan X, Zhou Z A, Wang F. Analyzing the spatial network structure of agricultural greenhouse gases in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(7): 7929-7944.
- [6] Xiong C H, Wang G L, Xu L T. Spatial differentiation identification of influencing factors of agricultural carbon productivity at city level in Taihu Lake basin, China. *Science of the Total Environment*, 2021, 800: 149610.
- [7] 罗怀良. 国内农业碳源/汇效应研究: 视角、进展与改进. *生态学报*, 2022, 42(9): 3832-3841.
- [8] 郭华东, 梁栋, 陈方, 孙中昶, 刘洁. 地球大数据促进联合国可持续发展目标实现. *中国科学院院刊*, 2021, 36(8): 874-884.
- [9] 严圣吉, 邓艾兴, 尚子吟, 唐志伟, 陈长青, 张俊, 张卫建. 我国作物生产碳排放特征及助力碳中和的减排固碳途径. *作物学报*, 2022, 48(4): 930-941.
- [10] 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.
- [11] Liang D J, Lu X, Zhuang M H, Shi G, Hu C Y, Wang S X, Hao J M. China's greenhouse gas emissions for cropping systems from 1978-2016. *Scientific Data*, 2021, 8(1): 171.
- [12] 于海洋, 王天宇, 黄琼, 宋开付, 张广斌, 马静, 徐华. CO₂ 浓度升高对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响——Meta 分析. *中国科学: 地球科学*, 2022, 52(3): 517-527.
- [13] Qasim W, Xia L L, Lin S, Wan L, Zhao Y M, Butterbach-Bahl K. Global greenhouse vegetable production systems are hotspots of soil N₂O emissions and nitrogen leaching: a meta-analysis. *Environmental Pollution*, 2021, 272: 116372.
- [14] Hepburn C, Adlen E, Beddington J, Carter E A, Fuss S, Mac Dowell N, Minx J C, Smith P, Williams C K. The technological and economic prospects for CO₂ utilization and removal. *Nature*, 2019, 575: 87-97.
- [15] 马翠梅, 王田. 国家温室气体清单时间序列一致性和 2005 年清单重算研究. *气候变化研究进展*, 2019, 15(6): 641-648.
- [16] Zuo L J, Zhang Z X, Carlson K M, MacDonald G K, Brauman K A, Liu Y C, Zhang W, Zhang H Y, Wu W B, Zhao X L, Wang X, Liu B, Yi L, Wen Q K, Liu F, Xu J Y, Hu S G, Sun F F, Gerber J S, West P C. Progress towards sustainable intensification in China challenged by land-use change. *Nature Sustainability*, 2018, 1(6): 304-313.
- [17] Lal R. Carbon emission from farm operations. *Environment International*, 2004, 30(7): 981-990.
- [18] Hu X P, Næss J S, Iordan C M, Huang B, Zhao W W, Cherubini F. Recent global land cover dynamics and implications for soil erosion and carbon losses from deforestation. *Anthropocene*, 2021, 34: 100291.
- [19] 陆炳, 孔少飞, 韩斌, 王秀艳, 白志鹏. 2007 年中国大陆地区生物质燃烧排放污染物清单. *中国环境科学*, 2011, 31(2): 186-194.
- [20] Yan X Y, Cai Z C, Ohara T, Akimoto H. Methane emission from rice fields in mainland China: amount and seasonal and spatial distribution.

- Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2003, 108(D16): e2002jd003182.
- [21] Eggleston H S, Buendia L, Miwa K, et al. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies. 2006, 2: 48-56.
- [22] 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*, 2008, 25(2): 181-201.
- [23] Tubiello F N, Salvatore M, Rossi S, Ferrara A, Fitton N, Smith P. The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters*, 2013, 8(1): 015009.
- [24] 韩鲁佳, 闫巧娟, 刘向阳, 胡金有. 中国农作物秸秆资源及其利用现状. *农业工程学报*, 2002, 18(3): 87-91.
- [25] 曹国良, 张小曳, 王丹, 郑方成. 秸秆露天焚烧排放的 TSP 等污染物清单. *农业环境科学学报*, 2005, 24(4): 800-804.
- [26] Li X H, Wang S X, Duan L, Hao J M, Li C, Chen Y S, Yang L. Particulate and trace gas emissions from open burning of wheat straw and corn stover in China. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(17): 6052-6058.
- [27] 田贺忠, 赵丹, 王艳. 中国生物质燃烧大气污染物排放清单. *环境科学学报*, 2011, 31(2): 349-357.
- [28] Andreae M O. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning - an updated assessment. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, 19(13): 8523-8546.
- [29] Zhang W F, Dou Z X, He P, Ju X T, Powelson D, Chadwick D, Norse D, Lu Y L, Zhang Y, Wu L, Chen X P, Cassman K G, Zhang F S. New technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(21): 8375-8380.
- [30] 张国, 逯非, 黄志刚, 陈舜, 王效科. 我国主粮作物的化学农药用量及其温室气体排放估算. *应用生态学报*, 2016, 27(9): 2875-2883.
- [31] Crippa M, Solazzo E, Huang G L, Guizzardi D, Koffi E, Muntean M, Schieberle C, Friedrich R, Janssens-Maenhout G. High resolution temporal profiles in the Emissions Database for Global Atmospheric Research. *Scientific Data*, 2020, 7(1): 121.
- [32] Jiang J Q, Zhao T, Wang J. Decoupling analysis and scenario prediction of agricultural CO₂ emissions: an empirical analysis of 30 provinces in China. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 320: 128798.
- [33] 张卫建, 严圣吉, 张俊, 江瑜, 邓艾兴. 国家粮食安全与农业双碳目标的双赢策略. *中国农业科学*, 2021, 54(18): 3892-3902.
- [34] 张青青, 曲衍波, 展凌云, 苏德胜, 韦川辰. 中国粮食生产碳排放动态演进及驱动效应. *地理学报*, 2023, 78(9): 2186-2208.
- [35] 李成, 杨舒慧, 吴芳, 徐扬, 崔雪锋. “双碳”背景下中国能源消费碳排放与植被固碳的时空分异. *中国环境科学*, 2022, 42(4): 1945-1953.