

中国粮食生产碳排放动态演进及驱动效应

张青青^{1,2}, 曲衍波^{1,2,3}, 展凌云^{1,2}, 苏德胜^{2,3}, 韦川辰^{2,3}

(1. 山东财经大学经济学院, 济南 250014; 2. 山东财经大学土地科学与政策研究院, 济南 250014;

3. 山东财经大学公共管理学院, 济南 250014)

摘要: 保障“双碳”目标下的粮食安全是中国应对气候变化和构建人类生命共同体的重要课题。本文采用生命周期评价法测算1997—2020年全国及31个省份(数据暂未含港澳台)粮食生产碳排放量,利用基尼系数、标准差椭圆和核密度等方法探析其动态演进特征,从整体、时段、区域分解的角度识别中国粮食生产碳排放的驱动因素及其时空效应。研究发现:①考察期内中国粮食生产碳排放总量呈增长态势,年均增长率1.30%,物质资料投入和秸秆燃烧的贡献最大,2017年以来呈现下降趋势,2020年碳排放总量为49478.19万t。②在三大粮食生产功能区及6个粮食作物种植制度区层面,考察期内粮食主产区、长江中下游和华北地区的省份粮食生产碳排放量一直处于前列,粮食主销区的碳排放量呈现缩减趋势。③考察期内中国粮食生产碳排放量的绝对差异扩大,整体上呈现高水平收敛和区域间差异扩大趋势。④中国粮食生产碳排放受经济、社会、技术、人口和自然等因素共同作用,农业总产值和粮食总产量作为关键影响因素表现出负向空间溢出效应,地区经济结构、劳动节约型技术和农业生产结构与其相反;阶段效应以“十一五”时期为节点,驱动因素趋向简单化;区域效应中驱动因素趋向复杂化。本研究为推进“双碳”战略下粮食绿色生产提供了理论和方法依据。

关键词: 粮食生产碳排放;生命周期评价法;动态演进;空间溢出效应

DOI: 10.11821/dlxb202309005

1 引言

粮食生产关系国计民生,在国家政策倾斜、资金扶持和技术支撑等条件下中国粮食生产于2020年实现“十七连丰”,谷物总产量稳居世界首位,为解决中国14亿人口吃饭问题提供了保障^[1]。然而,长期以来粮食增产依赖农用化学品的大量使用,导致农业面源污染等环境问题日益加剧^[2-4],依赖传统粗放式发展谋求粮食增产加剧了生态环境恶化、扩大了粮食生产风险。已有学者指出在充分考虑生态环境恶化问题后的粮食增产空间几乎接近“天花板”^[5]。由粮食生产的自然属性可知,粮食生产具有碳排和碳汇的双重属性^[6],降碳减排是促成碳中和、碳达峰的基本盘^[7]。从这个意义上来说,粮食生产碳减排对缓解环境压力、实现绿色生产和提升粮食供给品质更为重要,也是助力中国2030年实现“碳达峰”的有效途径。在此背景下,中国高度重视粮食生产绿色转型与粮食安全的协调问

收稿日期: 2022-10-24; 修订日期: 2023-06-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(42077434, 41771560); 山东省高校青年创新团队发展计划(2019RWG016)

[Foundation: National Natural Science Foundation of China, No.42077434, No.41771560; Shandong Provincial Colleges and Universities Youth Innovation Team Development Plan Project, No.2019RWG016]

作者简介: 张青青(1995-), 女, 河南濮阳人, 博士生, 研究方向为粮食安全与低碳绿色发展。

E-mail: qingqing_zhang2022@126.com

通讯作者: 曲衍波(1982-), 男, 山东龙口人, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向为土地系统优化、国民经济运行与低碳绿色发展。E-mail: yanboqu2009@126.com

题,2021年《中共中央国务院关于完整准确全面贯彻新发展理念做好碳达峰碳中和工作的意见》,指出“要处理好减污降碳与粮食安全的关系,防止过度反应以确保安全降碳”;2022年《减污降碳协同增效实施方案》指出,“深入实施化肥农药减量增效行动,提升粮食生产化肥、农药利用率以落实碳减排要求”;中国共产党的“二十大”报告也指出,“协同推进降碳、减污、扩绿、增长”,夯实粮食安全根基。因此,如何科学估算粮食生产碳排放并掌握其演进规律,是中国应对气候变化、落实安全降碳要求和制定粮食安全策略的关键问题,也是中国谋求可持续发展、实现全球共同利益以及构建人类生命共同体的重要课题。

现有研究主要从宏观视角聚焦于农业整体碳排放测算和影响因素分析。其中,农业碳排放是指农业生产部门(即种植业、畜牧业和渔业)在生产过程中直接或间接导致的碳排放,测算依据和范畴大多涵盖了农地利用、物资资料投入、水稻生长发育、畜禽养殖、渔业养殖、能源利用和废弃物处理等几个方面^[7-9]。碳排放的驱动力分析包括多因素和单因素两个方面,前者将农业碳排放的影响因素分解为效率、结构和劳动力^[9],或是采用Lasso回归从多维度指标体系筛选关键驱动力^[10];后者涵盖范围更为广泛,涉及个体技术水平^[11-12]、经济增长^[13-14]、农业生产结构^[15-16]、城乡差异^[17]、非农兼业^[12,18]和人口规模等^[19]。这些相对成熟的研究方法为分析粮食生产碳排放提供了有益借鉴。相比于农业整体碳排放,粮食生产碳排放更具针对性,专指所有粮食作物(即水稻、小麦、玉米、豆类、薯类和其他)生长、发育及其收获处理过程产生的碳排放。目前学术界对粮食生产碳排放的探究相对较少,直到“十二五”末期国家农业部下发《到2020年化肥使用零增长行动方案》才引起学术界的关注。然而,现有粮食生产碳排放研究多是从农业整体碳排放中提取与粮食生产相关的部分,从总量、作物贡献和区域贡献等视角进行探析。从测算内容来看,起初仅评估了农用化肥施用导致的碳排放^[20],随后将农药、农膜、柴油等物资资料投入和秸秆燃烧纳入评估体系^[21-24]。虽然粮食生产碳排放评估所涵盖的内容不断丰富,但其作物选择仍聚焦在小麦、玉米和水稻三大粮食作物。值得注意的是,由于粮食生产物质资料投入的多样性无法精确细分到每一种作物,且秸秆燃烧的范畴不局限于三大粮食作物,仅保留以上三大粮食作物而非所有粮食作物品种的“加总”,将导致碳排放测算结果产生偏差^[25]。

中国省际间粮食生产所依赖的资源禀赋差异大,影响粮食生产碳排放的因素错综复杂,这一点也可以从上述“农业碳排放影响因素多样化”得以证实。不仅如此,粮食生产碳排放及其影响因素还可能会表现出显著的阶段性和区域性特征,一方面纵观中国“五年计划”,战略性引领粮食生产领域经历了相同时间跨度的政策演变,促使粮食种植、管理、收获及处理等生产过程愈发现代化,粮食生产调整能力增强^[26],理论上使得碳减排的驱动力呈现阶段性演变。另一方面地区间横向比较来看,中国依据不同省际间资源要素禀赋、气候条件、粮食产销情况及其形成的比较优势等^[27]划分了粮食主产区、主销区和产销平衡区^①,也有少数学者依据粮食作物种植制度将中国划分为华北、东北、

① 根据2001年《国务院关于进一步深化粮食流通体制改革的意见》、2003年《关于改革和完善农业综合开发政策措施的意见》和2008年《国家粮食安全中长期规划纲要(2008—2020年)》等政策标准将中国31个省份(数据暂未含港澳台)划分为粮食主产区、主销区和产销平衡区,其中主产区包括河北、内蒙古、辽宁、吉林、黑龙江、江苏、安徽、江西、山东、河南、湖北、湖南和四川13个省份;主销区包括北京、天津、上海、浙江、福建、广东和海南7个省份;产销平衡区包括山西、广西、重庆、贵州、云南、西藏、陕西、甘肃、青海、宁夏和新疆11个省份。

西北、长江中下游、东南沿海和西南^②六大地区^[28],粮食生产的区域分工深化,加之碳排放本身的负外部性特征和区域关联效应,使得碳减排驱动力在地理空间上也表现出区域异质性。然而,现有文献鲜少对粮食生产碳排放的时空特征、纵向和横向影响因素的演变进行深入分析。

综上所述,既有文献对农业碳排放测算与分析较为丰富,对粮食生产碳排放的研究还处于初步阶段,尚未形成“加总”方法的粮食生产碳排放测算体系,也未对其演进特征和影响因素进行深度挖掘。基于此,本文的边际贡献在于:①综合考虑水稻、小麦、玉米、豆类、薯类和其他6个方面“加总”粮食作物,采用生命周期评价法全面测算粮食生产碳排放;②综合运用Dagum基尼系数、标准差椭圆与核密度估计等方法,深入阐释粮食生产碳排放的区域差异大小和来源、空间迁移过程及空间非均衡格局的演进特征,从而全面刻画中国粮食生产碳排放的时空差异及动态演进;③从经济发展水平、人民生活水平、技术进步水平、人口规模和自然条件5个方面构建了影响粮食生产碳排放的指标体系,从全国尺度、分时段和分区域3个方面客观筛选关键变量并探究其空间溢出效应。总而言之,区别于现有研究浅析三大粮食作物碳排放的现状特征,本研究将全面测算中国粮食生产的碳排放量,深入揭示粮食生产碳排放的演进规律,进一步明晰粮食生产碳减排驱动力,为粮食绿色生产及其赋能“碳达峰、碳中和”提供理论和方法依据,同时对如何实现国家粮食安全及其绿色转型提供支持和启示。

2 数据与方法

2.1 数据来源

粮食生产碳排放总量测算指标数据源于《中国农村统计年鉴》。影响因素指标中,个体技术水平数据源于《中国人口和就业年鉴》,科技创新水平数据源于国家知识产权局(www.cnipa.gov.cn/),经济增长、政府财政投入、农村居民人均可支配收入、农村居民人均消费支出、城乡收入差距、农村老龄化和城镇化率数据源于《中国统计年鉴》,其余数据均源自《中国农村统计年鉴》。鉴于数据可获得性,选择1997—2020年中国31个省份(数据暂未含港澳台)为研究对象。其中,1997—2001年农产品生产价格指数缺失,以农产品收购价格指数替代;2000年乡村老年抚养比缺失,参照表1定义进行折算;农林水事务支出中1997—2006年数据缺失,故1997—2002年为支援农村生产支出、农业综合开发支出和农林水利气象等部分的事业费用支出之和,2003—2006年为农业支出、林业支出和农林水利气象等部门的事业费支出之和;其余个别缺失数据采用插值法补充。

2.2 研究方法

2.2.1 生命周期评价法 本文借鉴生命周期评价法的研究思路^[23],综合所有类型粮食作物,按照投入—产出的全过程测算粮食生产碳排放量(图1)。起初投入劳动力、资本和物质资料,随后通过翻耕、灌溉和其他技术措施开展粮食种植管理,该过程中磷肥、钾肥、复合肥和农药等物质资料以及翻耕、灌溉等均直接产生二氧化碳(CO_2)。然而,氮肥与常规物质资料投入存在差异,残留物主要产生氮氧化物(N_2O),破坏土壤环境。粮食作物开始生长发育之后,水稻在该过程中会产生甲烷(CH_4)。最后环节获得粮食产出,也面临秸秆还田处理,该过程产生 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 多种污染物。因此,在已有研究^[29-30]基础上

② 华北地区:北京、天津、河北、山西、山东和河南;东北地区:辽宁、吉林和黑龙江;西北地区:内蒙古、陕西、甘肃、青海、宁夏和新疆;长江中下游地区:上海、江苏、安徽、江西、湖北和湖南;东南沿海地区:浙江、福建、广东、广西和海南;西南地区:重庆、四川、贵州、云南和西藏。

表1 变量选择及描述性统计

Tab. 1 Selection and descriptive statistics of variables

一级指标	二级指标	符号	指标描述	单位	均值	标准差	选择依据
粮食生产碳排放	粮食生产碳排放	C_c	测算方法详见上文	万t	1431.21	1136.05	
经济发展水平	经济增长	EG	人均地区生产总值	元	32415.12	28383.29	[13-14]
	农业总产值	$TAOV$	以1997年为基期，采用农产品生产者价格指数对农业总产值进行折算	亿元	1095.67	1064.93	[10]
	地区经济结构	RES	农业增加值/地区生产总值	%	7.51	4.39	[10]
	政府财政投入	GFI	农林水事务支出/地方一般公共预算支出	%	9.54	3.59	[7]
人民生活水平	农村居民人均可支配收入	AID	以1997年为基期，采用农村居民消费价格指数分别对农村居民人均可支配收入和农村居民人均消费支出进行折算	元	7275.58	5880.83	[10, 12, 15, 17]
	农村居民人均消费支出	FC		元	5665.57	4609.77	[10, 14]
	城乡收入差距	IG	城镇居民人均可支配收入/农村居民人均纯收入	%	2.82	0.63	[14, 17]
	非农兼业水平	NAI	农村居民经营净收入/农村居民可支配总收入	%	51.31	18.15	非农兼业水平代表农村居民从事非农产业收入占比
技术进步水平	劳动节约型技术	LST	农业机械总动力/乡村第一产业就业人员数量	kW/人	3.26	2.11	劳动节约型技术意味着机械化的使用节约的人力资本
	个体技术水平	ITL	以农村劳动力平均受教育年限来表示，不识字或识字很少、小学程度、初中程度、高中程度、大专或大专以上程度的受教育年限分别定义为1 a、6 a、9 a、12 a和16 a	a	7.32	0.93	[12]
	科技创新水平	STI	IPC中A01类中的发明专利申请量和实用新型专利申请量之和，来表示粮食生产方面的绿色专利量，即科技创新水平	个	106.56	205.35	分类标准见国家知识产权局(www.cnipa.gov.cn/)
人口规模	农村总人口	TRP	农村年末总人口数	万人	2223.33	1625.99	[10, 12]
	人口密度	PD	农村总人口/地区总人口	%	50.61	15.85	[10]
	农村老龄化	RA	以乡村老年抚养比表示，即农村老年人口与15~64岁人口的比例	%	13.92	5.07	
	城镇化率	UB	区域城镇人口/总人口	%	49.37	16.67	[14]
自然条件	农业生产结构	APS	粮食作物播种面积/农作物总播种面积	%	66.34	12.69	[15]
	粮食总产量	TGO	地区粮食总产量水平	万t	1765.63	1480.10	[10]
	自然灾害	ND	农作物受灾面积/农作物播种面积	%	23.75	16.33	[20]

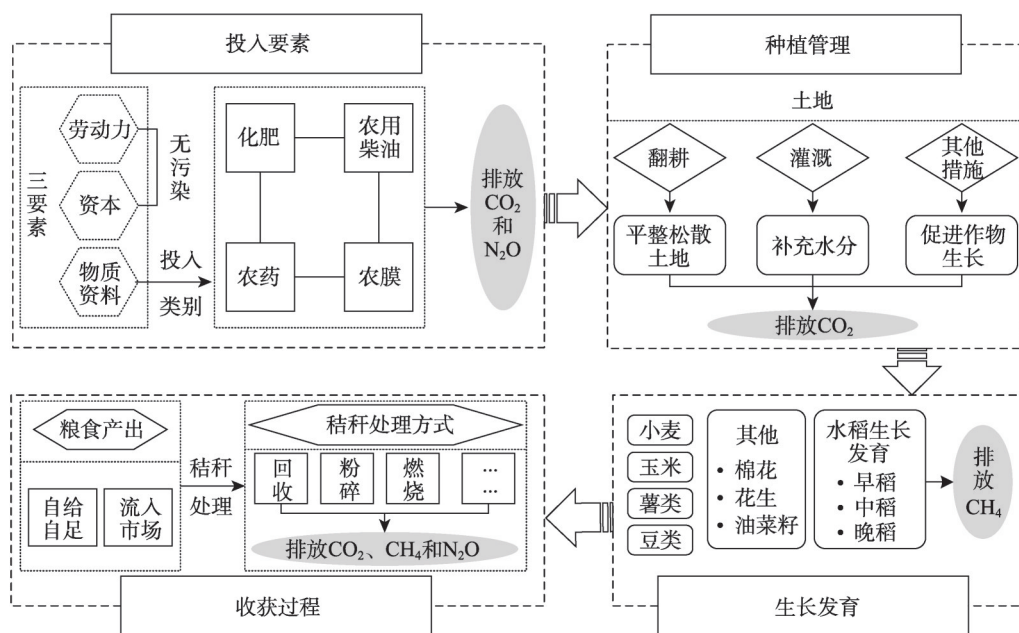


图1 粮食生产碳源

Fig. 1 Carbon source for grain production

并结合污染物类别将上述过程归纳为物质资料投入（包括翻耕和灌溉）、土地利用（氮肥施用）、水稻生长发育过程和秸秆燃烧4个方面。需要说明的是，水稻作为重要的粮食作物之一，近年来生长发育过程中的碳排放占中国农业碳排放的比重高于22.74%^[7]，因而在粮食生产碳排放测算过程中仍需考虑该部分。同时，水稻生长发育排放CH₄与品种、灌溉模式和耕作方式等密切相关，但省份内水稻灌溉模式和耕作方式差异较小，已有研究以种植面积为基础同时考虑品种和地区差异确定排放系数的做法已相对成熟^[29, 31]，因而本文也沿用这种测算方法。此外，本文在测算过程中尚未考虑粮食生产碳汇，原因有二：① 粮食生产过程具有正向和负向碳汇机制，正向碳汇多源于光合作用和技术固碳等^[32]，而负向碳汇多源于过度耕作和建设用地扩张引发的土地性质调整等^[33-34]，多种作用途径下的碳汇测算系数和方法尚属未知；② 粮食生产吸收CO₂后通过分解作用仍以碳的方式释放到自然环境中^[35]，该过程吸收和释放的碳汇测算仍存在较大争议。综上，粮食生产碳源所产生的碳排放测算过程如下：

$$C_{2input} = \sum A_c \times \delta_c + \sum B_c \times \delta_c + D_c \times \delta_c + E_c \times \delta_c \quad (1)$$

$$NO_{2input} = F_c \times \delta_c \quad (2)$$

$$CH_{4rice} = \sum G_c \times \delta_c \quad (3)$$

$$\begin{cases} C_{straw} = \sum H_c \times I_c \times J_c \times L_c \times K_c \times \delta_c \\ NO_{2straw} = \sum H_c \times I_c \times J_c \times L_c \times K_c \times \delta_c \\ CH_{4straw} = \sum H_c \times I_c \times J_c \times L_c \times K_c \times \delta_c \end{cases} \quad (4)$$

$$C_c = C_{2input} + \alpha_1 \times NO_{2input} + \alpha_2 \times CH_{4rice} + C_{straw} + \alpha_1 \times NO_{2straw} + \alpha_2 \times CH_{4straw} \quad (5)$$

式中： δ_c 为碳源系数； C_{2input} 为物质资料投入CO₂排放量； A_c 为磷肥、钾肥和复合肥折纯量； B_c 分别为农药、农膜和柴油实际使用量； D_c 和 E_c 分别为翻耕和灌溉以各类粮食

作物实际播种面积和耕地灌溉面积表示，此类 δ_c 源于中国生命周期基础数据库和环境数据库，翻耕和灌溉系数来源于田云等^[29]； $\text{NO}_{2\text{input}}$ 为土地利用氮肥产生的 N_2O ； F_c 为氮肥施用折纯量，数据来自于 IPCC (2006)^③。 $\text{CH}_{4\text{rice}}$ 为水稻生长发育产生的 CH_4 ； G_c 分别为早稻、中稻和晚稻种植面积，系数源于闵继胜等^[31]； C_{straw} 、 $\text{NO}_{2\text{straw}}$ 和 $\text{CH}_{4\text{straw}}$ 分别为秸秆燃烧产生的 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 ； H_c 、 I_c 、 J_c 、 K_c 和 L_c 分别代表不同种类粮食产量、谷草比、秸秆干物质比例、燃效效率和燃烧比例，此类系数源于 Li 等^[22]和王晓玉等^[36]； C_c 为粮食生产碳排放总量， α_1 和 α_2 为各类污染物换算成二氧化碳排放量的系数，数据源于 IPCC (2006)。

2.2.2 时空动态演进分析方法 选用基尼系数、标准差椭圆和核密度等方法探析粮食生产碳排放的时空动态演进特征。其中，Dagum 基尼系数是从总体差异和子样本分解的视角，定量阐述区域内差异贡献、区域间差异贡献和超变密度贡献，揭示中国整体和区域内外粮食生产碳排放的差距；标准差椭圆是衡量地理要素分布中心的迁移过程，用来刻画中国粮食生产碳排放的空间演变特征；Kernel 核密度可以阐述地理要素空间分布的非均衡性动态演进，发现中国粮食生产碳排放的整体性和局部性的空间差异问题。其中，方法介绍详见表 2。

2.2.3 驱动效应评估方法 (1) 模型选择。参照已有研究^[42-43]，综合自适应 Lasso 回归模型和空间杜宾模型揭示中国粮食生产碳排放的驱动力，模型设定分为两步。

第一步采用自适应 Lasso 回归剔除系数被压缩至零的非关键变量。自适应 Lasso 回归是由 Tibshirani 首次提出一种机器学习方法，随后 Zou 针对不同 $\hat{\beta}$ 体现出的渐进正态性特征进行修正，对系数添加约束条件消除多重共线性问题后筛选出不同的关键变量，从客观维度有效降维^[44]，该方法设有 N 个样本量，解释变量和被解释变量分别设定为 X 和 Y 。

$$X = (x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_N)^T, \quad i = 1, 2, \dots, N \quad (6)$$

$$Y = (y_1, y_2, \dots, y_i, \dots, y_N)^T, \quad i = 1, 2, \dots, N \quad (7)$$

$$\beta = (\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_z)^T \quad (8)$$

$$Y = \beta X + \varepsilon \quad (9)$$

$$GCV(\lambda) = \frac{|Y - X\hat{\beta}_\lambda|^2}{(1 - e(\lambda)/N)^2} \quad (10)$$

$$\hat{\beta}_{\text{Lasso}} = \arg \min_{\beta} \sum_{i=1}^N (y_i - \beta x_i)^2 + \lambda \sum_{i=1}^z w_q |\beta_q| \quad (11)$$

$$w_q = (|\beta_{q(\text{OLS})}|)^{-\gamma} \quad (12)$$

式中： z 为解释变量 X 的维度； $GCV(\lambda)$ 为广义交叉验证统计量以选择最优的 λ ； λ 为约束参数处于 0~1 之间，且 $\lambda = \sum \hat{\beta}$ ； $\hat{\beta}_{\text{Lasso}}$ 为 β 的 Lasso 估计， $q \in z$ ； w_q 为权重； $\beta_{q(\text{OLS})}$ 为 β_q 的最小二乘估计量； γ 为可调整参数，且通过贝叶斯信息准则 (EBIC) 和赤池信息准则 (AIC) 得到最优回归系数，当变量 x_i 的系数被压缩为 0 时，从模型中剔除该变量，客观认为其不能作为驱动因素之一； ε 为随机扰动项。

第二步运用空间杜宾 (SDM) 模型进一步评估自适应 Lasso 回归筛选出的变量，分析这些变量在全国、时段和区域内的本地效应和空间溢出效应，参照 Elhorst^[45]和 LeSage 等^[46]将 SDM 模型估计结果分解为直接效应、间接效应和总效应，以评估各解释变量的边

③ 《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》，网址：<https://www.ipcc.ch/>。

表 2 时空演进方法介绍

Tab. 2 Introduction to space-time evolution method

方法名称	模型公式	公式释义	参考文献
Dagum 基尼系数	$G = \frac{\sum_{j=1}^k \sum_{h=1}^k \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{r=1}^{n_h} y_{ji} - y_{hr} }{2n^2 \bar{y}}, \quad \bar{y}_h \leq \dots \leq \bar{y}_j \leq \dots \leq \bar{y}_k$ $G_{jj} = \frac{\frac{1}{2\bar{y}_j} \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{r=1}^{n_j} y_{ji} - y_{jr} }{n_j^2}, \quad G_w = \sum_{j=1}^k G_{jj} P_j S_j$ $G_{jh} = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} \sum_{r=1}^{n_h} y_{ji} - y_{hr} }{n_j n_h (\bar{y}_j + \bar{y}_h)}$ $G_{nb} = \sum_{j=2}^k \sum_{h=1}^{j-1} G_{jh} (p_j s_h + p_h s_j) D_{jh}$ $G_t = \sum_{j=2}^k \sum_{h=1}^{j-1} G_{jh} (p_j s_h + p_h s_j) (1 - D_{jh}), \quad G = G_w + G_{nb} + G_t$ $s.t. p_j = \frac{n_j}{\bar{y}}, \quad s_j = \frac{n_j \bar{y}_j}{n \bar{y}}, \quad j = 1, 2, \dots, k$	<p>G 为总体基尼系数; \bar{y}_h、\bar{y}_j、\bar{y}_k 为 h、j、k 地区内各省份粮食生产碳排放均值; G_{jj} 和 G_w 分别为 j 地区内的基尼系数和区域内差异贡献; G_{jh} 和 G_{nb} 分别为 j 和 h 地区间的基尼系数和地区间净差值差异贡献; G_t 为超变密度, y_{ji} (y_{hr}) 为 $j(h)$ 地区中 $i(r)$ 省份的研究对象值, n 为省份个数, k 为地区个数, $n_j(n_h)$ 为 $j(h)$ 地区内的省份个数。</p>	[37]
标准差椭圆	$\bar{X}_w = \frac{\sum_{i=1}^n w_i x_i}{\sum_{i=1}^n w_i}, \quad \bar{Y}_w = \frac{\sum_{i=1}^n w_i y_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$ $\delta_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (w_i \bar{x}_i \cos \theta - w_i \bar{y}_i \sin \theta)^2}{\sum_{i=1}^n w_i^2}}$ $\delta_y = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (w_i \bar{x}_i \sin \theta - w_i \bar{y}_i \cos \theta)^2}{\sum_{i=1}^n w_i^2}}$ $\tan \theta = \frac{(\sum_{i=1}^n w_i^2 \bar{x}_i^2 - \sum_{i=1}^n w_i^2 \bar{y}_i^2) + \sqrt{(\sum_{i=1}^n w_i^2 \bar{x}_i^2 - \sum_{i=1}^n w_i^2 \bar{y}_i^2)^2 + 4 \sum_{i=1}^n w_i^2 \bar{x}_i \bar{y}_i}}{2 \sum_{i=1}^n w_i^2 \bar{x}_i \bar{y}_i}$	<p>\bar{x}_i 和 \bar{y}_i 空间区位 (x_i, y_i) 距离分布重心的相对坐标; w_i 为权重, 以粮食生产碳排放水平来替代; θ 为标准差椭圆的方位角, 即正北方向顺时针旋转与标准差椭圆长轴形成的夹角; δ_x 和 δ_y 为 x 轴和 y 轴上标准差。</p>	[38-40]
核密度	$f(x) = \frac{1}{Nh} \sum_{i=1}^N K\left(\frac{x_i - \bar{X}}{h}\right), \quad K(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{x^2}{2}\right)$ $\begin{cases} \lim_{x \rightarrow \infty} K(x) \cdot x = 0 \\ K(x) \geq 0, \int_{-\infty}^{+\infty} K(x) dx = 1 \\ \sup K(x) < +\infty, \int_{-\infty}^{+\infty} K^2(x) dx = 1 \end{cases}$	<p>$f(x)$ 为随机变量 X 在点 x 的概率密度公式; $K(\cdot)$ 为高斯核函数; N 为样本观测值个数; x_i 和 \bar{X} 分别为独立同分布的观测值和均值; h 为带宽。</p>	[40-41]

际效应。

$$Y_{it} = \alpha_i + \rho \sum_{j=1}^n W_{ij} GC_{it} + \beta X_{it} + \varphi \sum_{j=1}^n W_{jt} X_{jt} + \mu_i + \zeta_t + \varepsilon_{it} \quad (13)$$

式中: i 和 j 为不同省份; t 为不同年份; α_i 为常数项; Y_{it} 、 X_{it} 分别为被解释变量和解释变量; W_{ij} 为空间权重矩阵; β 、 ρ 和 φ 为回归系数; μ_i 、 ζ_t 分别为空间和时间固定效应; ε_{it} 为随机扰动项。

(2) 变量选取。被解释变量 Y_i 为粮食生产碳排放量 (即 C_c), 运用生命周期评价法进行测算。

解释变量 X_i 包含 18 个指标。由上文分析可知粮食生产碳排放的驱动因素及其剖析视角呈多样化, 将诸多因素归纳为经济发展、人民生活、技术进步、人口规模和自然条

件5个层面,其中,区域经济发展主要体现粮食生产碳排放的外源影响,其他几个方面则为表征要素投入的内源性影响。理论上,地理区位、资源禀赋、消费需求及政策制度演变等诸多因素均会促使农业生产结构的调整,从而影响粮食生产及其碳排放,其中地理区位条件是重中之重^[47],而粮食生产地理区位的比较优势取决于气候和耕地资源等自然条件^[48],自然灾害则多源于不可预测的旱灾和水涝等,影响粮食单产水平,限制粮食生产潜能^[49];但由于各省份气候、降水量、旱灾和水涝等长时间序列数据的量化存在一定难度,因此选择与其密切相关的农业生产结构、粮食总产量和自然灾害3个变量作为替代变量。变量指标描述和选择依据详见表1。

3 中国粮食生产碳排放量变化特征

3.1 整体特征

1997—2020年中国粮食生产年均碳排放总量由36978.35万t增长至49478.19万t,增长了33.80%,年均增长率1.30%,说明中国粮食生产碳排放整体趋于增长(图2a)。从阶段性演进来看,以2003年和2015年为分界点,粮食生产碳排放总量呈“减—增—减”波动,增长率分别为-0.02%、28.86%和-2.38%,这在某种意义上也暗示了样本研究期内中国粮食生产在2017年即实现了“碳达峰”(51753.69万t)。究其原因:①中国早期的粮食生产主要依赖既有耕地资源,化肥和农药等物资投入低,粮食产量低但保留了较好的农业环境。②为了激励粮食生产,中国相继取消了农业税并推行粮食种植补贴政策,这提高了土地价格并增加了地租^[50],通过改变农户种植行为和投资决策行为促使农民粮食生产积极性高涨,而由此引发的农业生产资料价格上涨会通过政府政策调节和粮

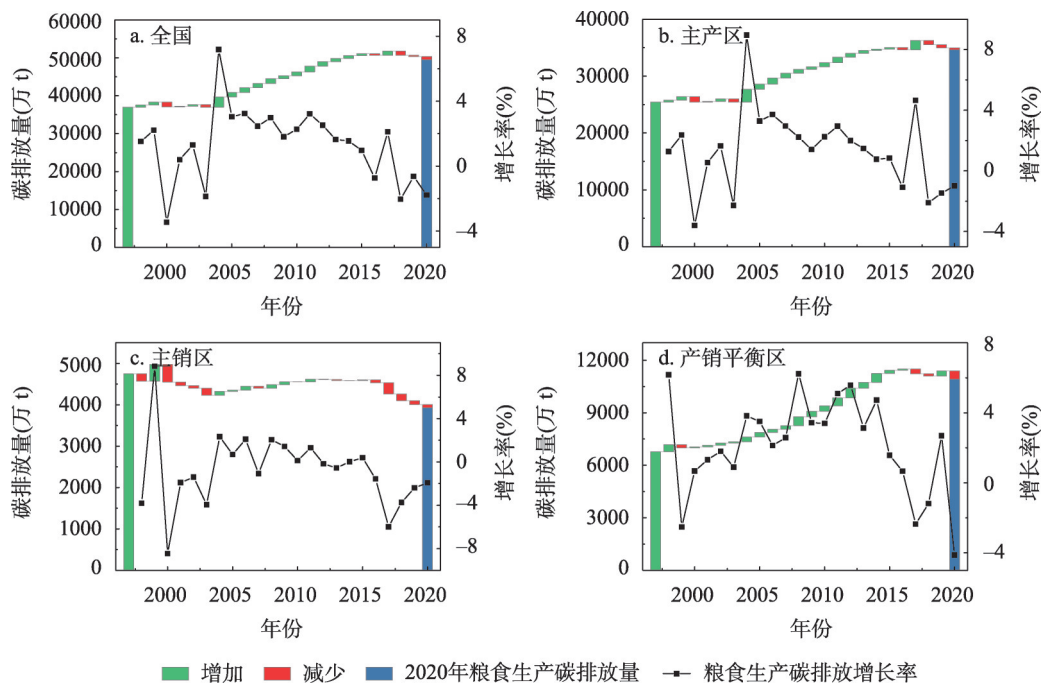


图2 1997—2020年中国和区域粮食生产碳排放总量及增长率

Fig. 2 Total carbon emissions and growth rate of grain production in China and regions from 1997 to 2020

价上涨等方式稳定粮食生产积极性^[51], 已有研究也表明亩均补贴提高 1% 将导致粮食产量提高 0.056%^[52], 从中国粮食生产多年连丰的现实来看, 粮食增产主要是靠农用物资资料投入, 这也诱致了粮食生产领域碳排放的增长。③ 在经历粮食高投入、高产出和高污染后, “十三五”时期中国高度重视农业绿色发展, 尤其是耕地流转形成的适度规模经营, 使得农用物资质量和使用效率不断提升, 粮食集约化生产水平显著提高, 粮食生产碳排放量开始呈下降态势。

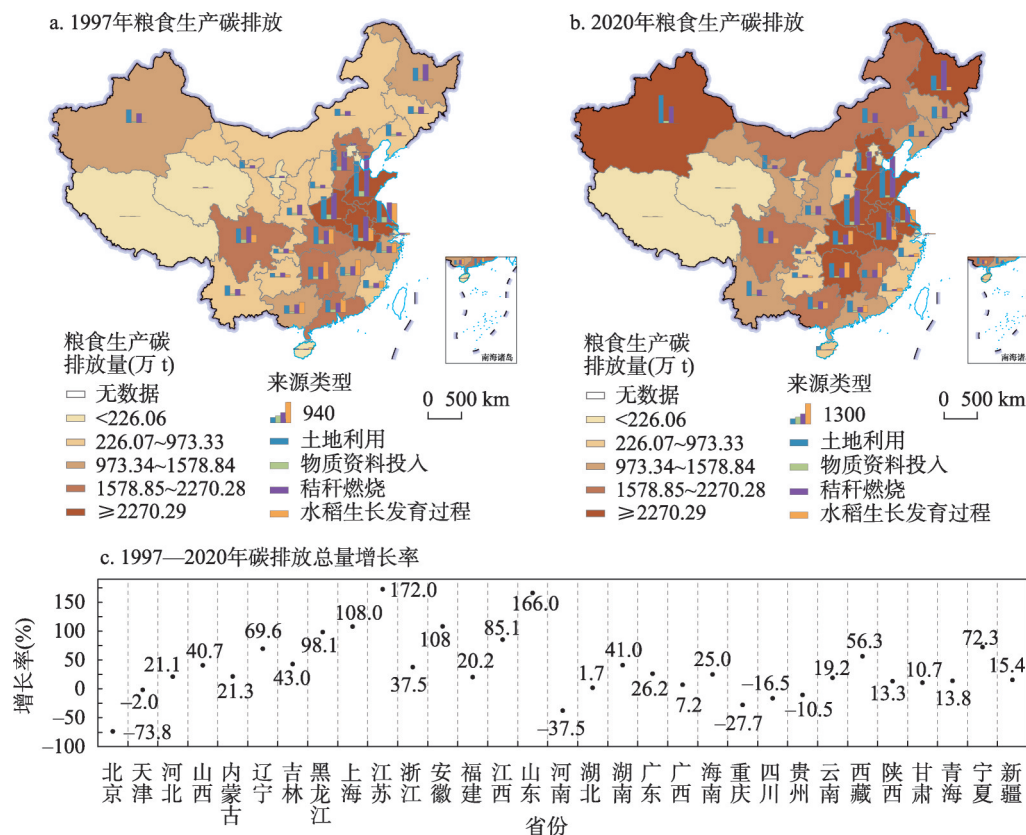
3.2 区域差异

从粮食生产三大功能区来看 (图 2b~2d), 1997—2020 年粮食生产碳排放总量呈“主产区>产销平衡区>主销区”的排序, 分别由 25457.55 万 t、6769.80 万 t 和 4751.00 万 t 增长至 34627.59 万 t、10923.38 万 t 和 3927.22 万 t, 年均增长率分别为 1.38%、2.14% 和 -0.77%, 主产区碳排放总量最高且有增长态势, 产销平衡区增长率最高, 主销区碳排放量最低且呈缩减态势。从碳排放构成来看, 主产区和产销平衡区多数省份粮食生产碳排放的来源是化肥等物质资料投入和秸秆燃烧, 二者平均占比介于 65.22%~94.75% 之间; 江西、湖北、湖南等中部地区及主销区省份水稻生长的碳排放量较高甚至超过秸秆燃烧, 物质资料投入仍占主导地位, 二者平均占比介于 69.01%~81.50% 之间; 氮肥投入导致的碳排放量整体偏低, 整体占比不足 7%。进一步从粮食产量与碳排放量的关系来看, 主产区粮食产量年均增长率为 1.87%, 高于碳排放量增长率, 两者呈脱钩之势; 同理, 主销区和产销平衡区粮食产量年均增长率分别为 -2.43% 和 1.10%, 低于碳排放量增长速度, 两者仍处于矛盾加剧的负脱钩状态, 粮食生产仍较多依赖于化肥等物质资料的高投入。

此外, 从粮食作物种植制度划分区域来看, 样本期内长江中下游地区和华北地区的粮食生产碳排放总量一直处于最高和次高地位, 两个地区碳排放总量占全国的比例介于 52%~57.26% 之间; 其余 4 个地区粮食生产碳排放总量的空间格局有所变迁, 由“东南沿海地区>西南地区>西北地区>东北地区”的排序最终转向“西北地区>东北地区>东南沿海地区>西南地区”的排序。同时, 年均增长率按西北、东北、华北、西南、长江中下游和东南沿海的顺序依次递减, 分别为 3.48%、2.93%、1.30%、1.03%、0.77% 和 -0.24%, 这意味着区域上粮食生产碳排放主要集中在长江中下游和华北地区, 同时由东南沿海和西南地区往西北和东北地区积聚。

3.3 省际差异

从各省份来看 (图 3), 山东、河南、江苏、安徽、河北、黑龙江、江西、湖北、湖南和四川 10 个省份粮食生产碳排放量占全国的比例介于 59.86%~63.67% 之间, 其中前 4 个省份占比约为 30% 左右; 相比于以上省份, 北京、天津、青海、宁夏、上海、海南和西藏 7 省份碳排放总量占全国的比例较低, 尚未超过 3.1%, 中国粮食生产碳排放主要集中在山东、河南、江苏和安徽等主产区省份。此外, 样本考察期内有 25 个省份粮食生产碳排放总量呈增长态势, 尤其是内蒙古、甘肃、黑龙江、吉林和宁夏等地区增长势头最猛且增长率均高于 85.07% 以上, 仅有北京、天津、上海、浙江、福建和广东 6 省份粮食生产碳排放总量呈缩减态势, 增长率介于 -73.79%~-1.93% 之间。从增长源来看, 有 26 个省份物质资料投入对粮食生产碳排放总量的贡献率呈增长态势, 其中海南、北京、浙江、上海、广西和青海等省份的增长势头较猛, 增长率介于 60.46%~138.50% 之间; 有 11 个省份秸秆燃烧的贡献也呈增长趋势, 但绝大多数省份氮肥投入和水稻生长过程的贡献呈下降态势。



注：基于自然资源部标准地图服务网站GS(2019)1823号标准地图制作，底图边界无修改。

图3 1997—2020年中国各省份粮食生产碳排放量及增长率

Fig. 3 Total carbon emissions and growth rate of grain production in China's provincial-level regions from 1997 to 2020

4 中国粮食生产碳排放量的动态演进

4.1 基尼系数分析

从全国整体来看(图4a), 1997—2020年中国粮食生产碳排放量的总体基尼系数介于0.4171~0.4407之间, 均值为0.4302, 呈“增—减—增”循环波动式演进, 尤其是“十三五”时期的总体差异呈扩大趋势。同时, 空间差异主要源于区域间差异的贡献且有进一步扩大趋势, 介于61.16%~70.27%之间, 年均增长率为0.46%, 而区域内差异和超变密度贡献分别以0.22%和2.31%的速率缩减。区域间差异中(图4b), 主产区 and 主销区绝对值和增速最高, 基尼系数均值为0.5899, 年均增速为0.8939%; 2014年之前主产区和产销平衡区处于中等水平, 2014年之后被主销区和产销平衡区赶超。此外, 主产区和产销平衡区、主产区和主销区的基尼系数由初期收敛逐渐走向发散, 说明主销区与主产区、产销平衡区的区域间差异均有扩大趋势。区域内差异分级特征明显, 主销区内部差异最为突出并呈扩大态势, 产销平衡区内部差异的增长趋势最为迅速, 主产区内部差异最小并呈缩小趋势, 但在“十三五”时期出现增长势头。

4.2 转移路径分析

对中国1997年、2000年、2005年、2010年、2015年和2020年6个时间节点的粮食

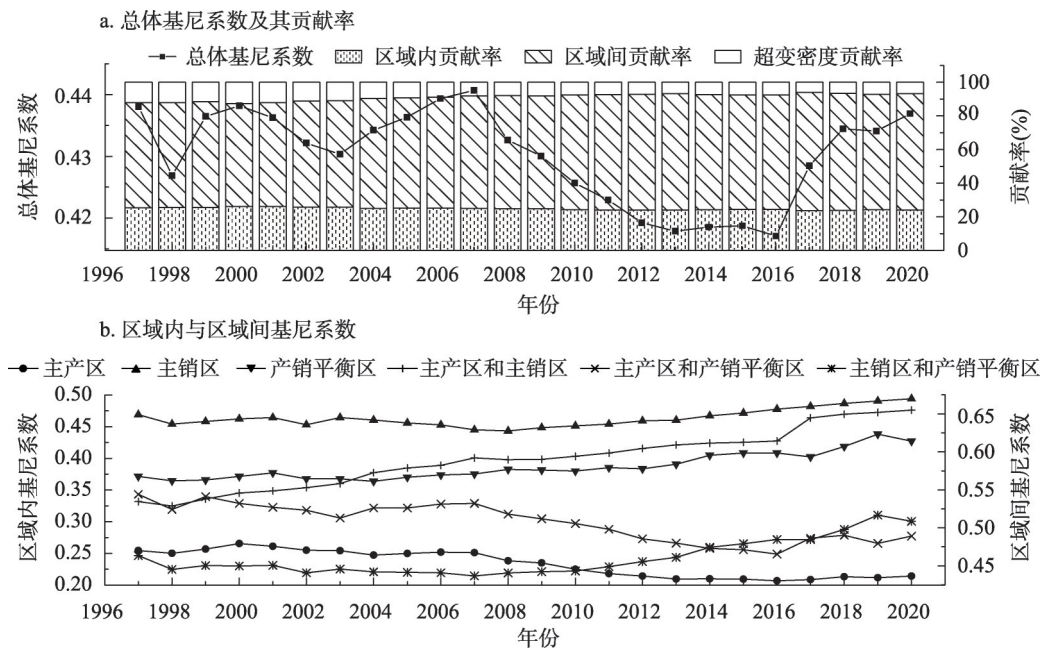
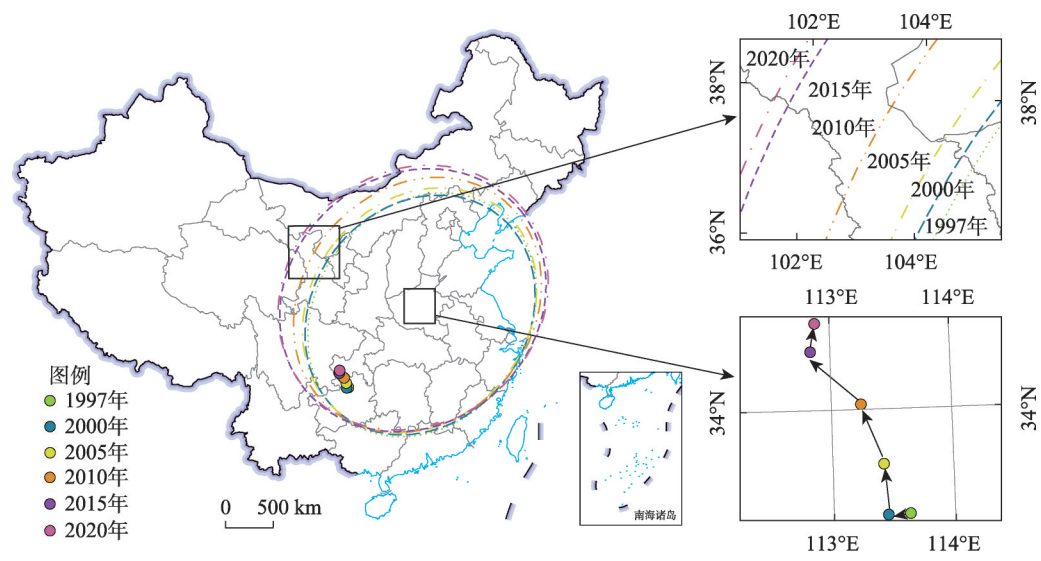


图4 中国粮食生产碳排放的总体、区域内与区域间差异的演变态势及其贡献率

Fig. 4 Evolution trend and contribution rate of overall, intra-regional and inter-regional differences in carbon emissions from China's grain production

生产碳排放重心—标准差椭圆分析来看(图5),分布重心一直处于河南省境内,重心向南北方向转移的距离大于东西方向上的移动,样本期向西偏北方向移动了163.01 km,年均移动速度为7.09 km/a,这意味着中国西偏北方向上的粮食生产碳排放量有所增加。同时,从椭圆面积、形状及其变化趋势可知,标准差椭圆涵盖了大多数东、中部地区和部



注: 基于自然资源部标准地图服务网站GS(2019)1823号标准地图制作,底图边界无修改。

图5 1997—2020年粮食生产碳排放转移路径

Fig. 5 Carbon emission transfer path of China's grain production from 197 to 2020

分西部地区,说明中国粮食生产碳排放在各省份广泛存在。椭圆面积向西部、东北部主产区及产销平衡区迁移趋势,表明了中国粮食生产碳排放具有一定的空间发散特征;但椭圆形状逐步趋近于正圆,又表明中国粮食生产碳排放的空间发散特征并不显著。

4.3 核密度估计分析

从核密度估计的整体形态及动态演进来看(图6),1997—2020年全国粮食生产碳排放密度曲线主峰分布位置偏左但向右移动,大致由600万t右移至800万t,双峰特征从无到有且次级波峰也呈右移态势,说明中国粮食生产碳排放量总体增长、呈现出高水平收敛的恶化趋势,右拖尾延展拓宽形态意味着存在碳排放高值省份,峰值下降、宽度扩大则说明绝大差异扩大。在3个区域方面,主产区特征与全国保持一致;主销区分布无双峰或多峰现象,主峰位于0~700万t之间,主峰位置偏左且有向左移动的态势,说明主销区多数省份实现了碳减排,这与北京、天津、上海、浙江、福建和广东已实现碳减排的结果一致;产销平衡区主峰分布拓宽,右拖尾延展形态明显,说明产销平衡区内部绝对差异扩大。由此可见,全国和主产区核密度估计形态及其动态演进趋势一致,主销区和产销平衡区存在一定的异质性,其成因值得深入探究。

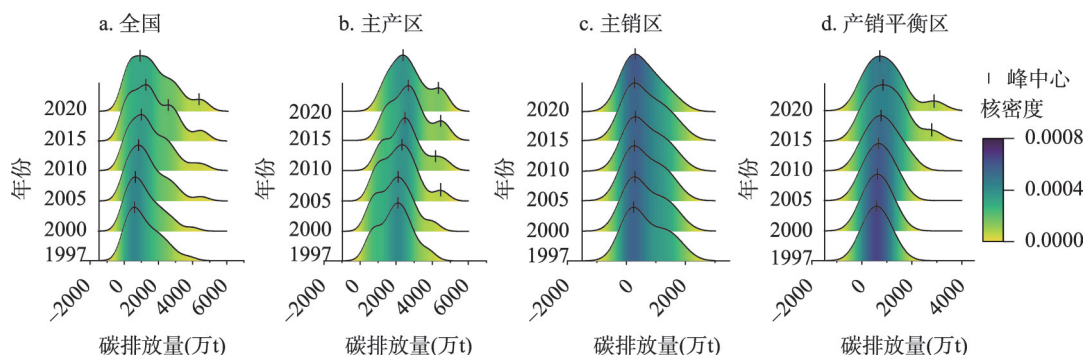


图6 1997—2020年粮食生产碳排放核密度

Fig. 6 Kernel density of grain production carbon emissions from 1997 to 2020

5 中国粮食生产碳排放的驱动效应分析

5.1 驱动因素筛选

根据中国粮食生产的阶段性和区域性特征,本文从纵向和横向两个层面进行驱动因素分析。纵向上以中国的“五年”发展计划为标准;横向上以粮食生产三大功能区为标准,主要是考虑主产区、主销区和产销平衡区的划分综合了诸多要素禀赋及其形成的比较优势,有益于探究区域内碳减排驱动力。首先通过自适应Lasso回归对全国和分时段、分区域的18个自变量进行筛选,有效解决不同样本的多重共线性问题。由图7可知,粮食生产碳排放驱动因素存在显著的时空差异,全国视角下共筛选出14个非零关键变量,分时期非零关键变量数量呈“减—增—减”波动,分区域按产销平衡区、主产区和主销区依次递减。值得注意的是,粮食总产量和农业生产结构的影响始终存在,说明其与粮食生产碳排放关系尤为密切。

5.2 整体效应分析

对SDM模型进行Hausman检验、Wald检验和似然比(LR)检验发现,时间空间双

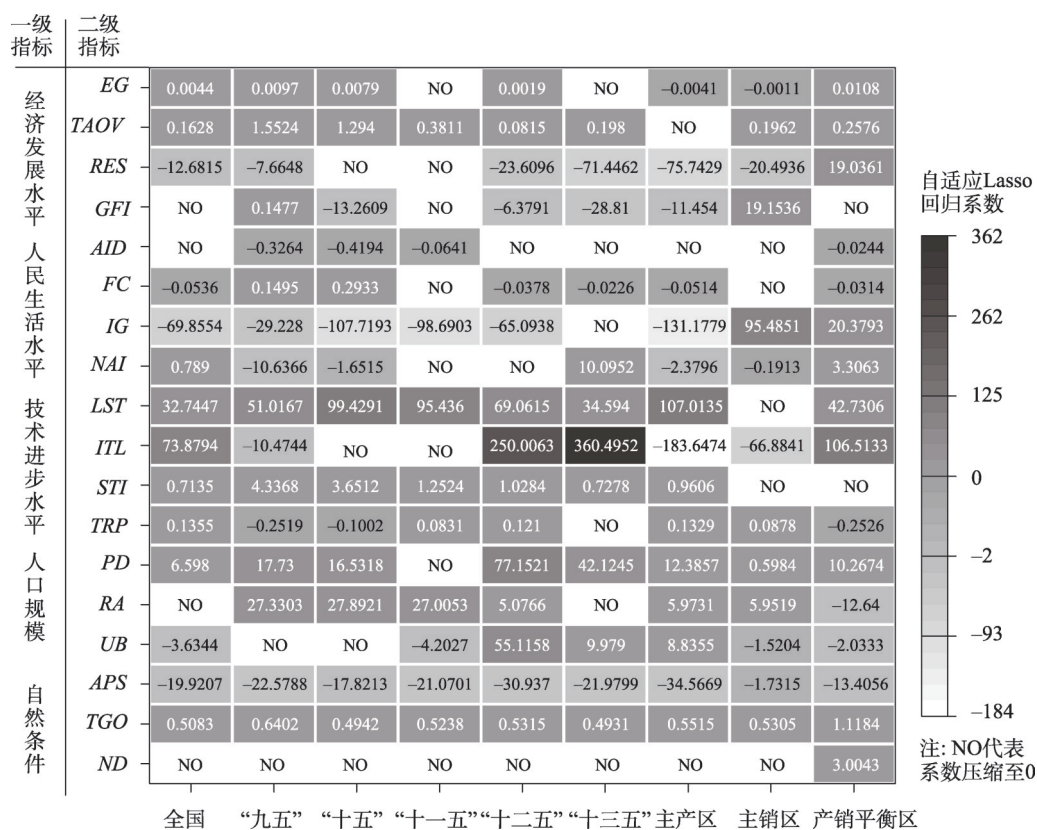


图7 自适应Lasso回归结果

Fig. 7 Adaptive Lasso regression results

向固定效应模型最优^④。由表3可知,农业总产值、地区经济结构、劳动节约型技术、农业生产结构和粮食总产量的直接效应和间接效应均显著。其中,农业总产值和粮食总产量的直接效应均为正值而间接效应均为负值,说明两者表现为促增本地一促减邻地粮食生产碳排放,其余3个因素作用方向与之相反。究其原因,耕地资源禀赋优越的地区粮食生产过程投入较多物质资料,促进粮食产量和产值大幅度增长,这种耕地资源的自然属性决定了本地促增效应;同时,耕地资源的空间固定性决定了粮食产能承接的空间关联性和转移效应,尤其是资源禀赋偏差的主销区,粮食生产规模降低并带动碳排放量减少。劳动集约型技术本质上是粮食生产的机械化程度,机械化总量资源的有限性决定了其流动性,即机械化资源不足的地区能够吸引跨区域机械动力的流入,增强了空间关联地区劳动节约型技术水平的提升,呈现明显的正向空间溢出效应^[15]。地区经济结构表现为农业产值比重对碳排放的影响,农业产值较高的地区主要得益于现代化的粮食生产方

④ 地区固定效应和时间固定效应检验均通过了1%的显著性检验($\chi^2=50.72$, $P<0.001$; $\chi^2=1497.60$, $P<0.001$),表明时间空间双向固定效应模型最优;Hausman检验通过了1%的显著性检验($\chi^2=142.42$, $P=0.001$),表明应选择固定效应模型而非随机效应模型;Wald(SDM、SAR)和Wald(SDM、SEM)检验均通过了1%的显著性检验($\chi^2=65.38$, $P<0.001$; $\chi^2=75.63$, $P<0.001$),说明拒绝SDM模型退化为空间自回归模型(SAR)和空间误差模型(SEM)的原假设,即选择SDM模型最优。LR(SDM、SAR)和LR(SDM、SEM)检验均通过了1%的显著性检验($\chi^2=63.72$, $P<0.001$; $\chi^2=74.46$, $P<0.001$),说明空间杜宾模型优于SAR和SEM模型。此外,本文还进行了全局空间自相关检验,各年份碳排放的莫兰指数均通过了10%的显著性检验,且均值为0.149,说明中国粮食生产碳排放具有空间相关性。其中,空间权重矩阵选择邻接权重矩阵。

表3 全国视角下SDM模型回归结果

Tab. 3 Regression results of SDM model from a national perspective

变量	SDM模型(点估计)	效应分解		
		直接效应	间接效应	总效应
<i>EG</i>	0.0006(0.70)	0.0006(0.68)	0.0024(1.07)	0.0030(1.18)
<i>TAOV</i>	0.1877(11.27)***	0.1871(13.2)***	-0.0703(-1.73)*	0.1168(2.96)***
<i>RES</i>	-15.7691(-4.49)***	-15.6667(-4.14)***	14.9481(1.70)*	-0.7186(-0.07)
<i>FC</i>	-0.0334(-4.14)***	-0.0329(-3.86)***	-0.0096(-0.43)	-0.0425(-1.83)*
<i>IG</i>	-55.2664(-3.77)***	-57.5456(-4.23)***	72.1915(1.12)	14.6459(0.22)
<i>NAI</i>	-3.1822(-2.74)***	-3.5015(-2.53)**	5.4475(1.63)	1.9459(0.60)
<i>LST</i>	-18.9970(-3.19)***	-19.4826(-3.42)***	71.3746(4.76)***	51.8920(3.60)***
<i>ITL</i>	15.9622(0.78)	14.7096(0.70)	65.7949(1.38)	80.5045(1.61)
<i>STI</i>	-0.1150(-2.99)***	-0.1205(-3.32)***	0.0756(0.85)	-0.0449(-0.55)
<i>TRP</i>	0.0876(2.99)***	0.0844(3.03)***	-0.0554(-0.61)	0.0290(0.32)
<i>PD</i>	3.9570(2.83)***	4.0173(2.91)***	2.8347(0.75)	6.8520(1.75)*
<i>UB</i>	1.6554(2.57)***	1.6782(2.74)***	2.4773(1.47)	4.1554(2.18)**
<i>APS</i>	-1.2948(1.99)*	-1.3282(-1.91)*	-1.5478(-1.63)*	-2.8761(1.05)*
<i>TGO</i>	0.3434(19.35)***	0.3449(19.44)***	-0.1640(-3.35)***	0.1809(3.81)***
<i>Spatial rho</i>	-0.0781(-0.97)			
<i>R</i> ²	0.7936			

注：*、**和***分别代表10%、5%和1%显著性水平；括号内为*z*值。

式，有利于减少物质资料的过度投入而实现本地粮食绿色生产，本地粮食集约化生产效应增强，对相邻地区尤其是粮食主产区内部挤出效应加强，推广和应用高效粮食生产方式的能力衰减，呈现出显著的正向空间溢出效应。农业生产结构则衡量粮食种植和畜牧业、水产品饲养等其他农业生产活动之间的比较关系，粮食生产的碳排放较其他农业生产活动相对较低，尤其是粮食种植适度规模经营更加有助于促进农业生产系统化学投入品减少^[16]，从而实现碳减排。

在直接效应中，农村总人口、农村人口密度和城镇化率均通过了1%的显著性检验，且系数均为正值，说明人口规模效应提升会导致本地粮食生产碳排放的增长；同理，人民生活水平效应和科技创新效应对碳排放的影响与人口规模效应的作用方向相反。从中国的客观事实而言，一方面，自1997年以来中国农村总人口和人口密度的平均递减率分别为32.77%和43.52%，农村人口对粮食生产的需求不断降低，传统小农户的种植和经营方式缩减，带动物质资料投入减少而降低了碳排放。另一方面，随着中国城镇化率快速推进，由1997年的33.35%增加到2020年的63.89%，城镇化进程促进了经济社会的发展，带动大量农村人口进城务工，某种程度上也伴随着农村居民收入水平的增长以及城乡居民收入差距的缩小，在农民承包耕地尚未进行大规模流转的情况下，粮食生产过程中的物质资料投入代替了劳动力投入，粮食增产的同时也诱致了碳排放量的增加。此外，经济发展、科技创新水平以及农村居民收入的提升，均有益于提升消费能力，无论是小农户还是家庭农场在粮食生长过程中更多倾向于使用高效优质的新品种、绿色防控产品和秸秆还田等绿色生产技术，在消费端质量需求拉动和供给端利己效应共同驱动下有效地促进了粮食生产的碳减排^[17]。

综上所述可以看出，城镇化和农村人口减少是一个同步的过程，但它们对粮食生产碳

排放的影响存在相悖现象,这里主要是从全国层面揭示了一般性特征,在不同时段和不同区域内可能会存在差异,因此还需要对驱动因素做进一步的时段效应和区域效应分析。

5.3 时间效应分析

由表4可知,显著性驱动因素在不同时段呈明显的分异特征,驱动机制也随着阶段性演进由多因素主导向单因素转变。从直接效应来看,通过显著性检验的驱动因素表现为全程性和节点性两个特征。一是,部分驱动因素基本上作用于每个阶段,包含农业总产值、农村总人口和粮食总产量,说明这些变量是粮食生产碳排放的稳定性驱动因素;二是,以“十一五”时期为节点,前后驱动因素变化较大,其中“九五”和“十五”时期以经济、社会、人口和自然等因素综合作用的方式影响着粮食生产碳排放量,“十一五”之后人民生活条件的作用有所减弱,而技术进步水平的作用程度增强。

从间接效应来看,显著性驱动因素的简化过程更加明显,从“九五”到“十三五”时期,粮食生产碳排放空间溢出效应的驱动因素从6个减少到2个,驱动方式由经济、社会、技术、人口和自然等要素共同作用转变为技术要素的单一主导,并由前期的科技创新水平转为劳动节约型技术水平,说明技术要素对粮食生产碳排放的空间溢出效应具有稳健性,同时技术的影响作用逐渐由理论研究转向实际应用。

综上可见,“十一五”时期是中国粮食生产碳排放变化的关键节点,源于“十五”时期为了应对国内外复杂环境,中国粮食生产政策发生重大转变。具体地,自2001年加入WTO后粮食生产保护政策减少且取消了配额采购制度^[53],2004年中国农产品贸易由顺差转向逆差,同年开始取消农业税^[54],2005年中央土地政策制定保护18亿亩(1亩 \approx 666.7 m²)耕地红线^[55]。此外,从客观事实来看,中国实施的一些与粮食生产密切相关的政策还存在着一定的时滞效应,粮食生产于“十五”中期开始由大滑坡转为“连丰”,进而导致“十一五”时期前后粮食生产碳排放的驱动效应出现差异。

5.4 区域效应分析

由表5可知,三大功能区经济发展水平和自然条件的驱动机制与全国整体效应基本一致,其中农业总产值、粮食总产量和农业生产结构在三大功能区层面均呈现出显著性作用,也是影响范围最广的因素。然而,三大功能区驱动因素数量及其作用方向存在一定的差异。

在主产区中,直接效应的显著性驱动因素有10个,与整体效应的作用效果基本一致。间接效应的显著性驱动因素有7个,较整体效应增加了人民生活水平的正向空间溢出效应,技术进步的驱动因素以宏观的技术创新能力替代了微观的劳动节约型技术。

在主销区中,直接效应的显著性驱动因素比较少(6个),缺少社会和技术方面的驱动力;间接效应的显著性驱动因素为4个,与整体层面的驱动效应基本相似,仅增加了非农兼业水平的负向空间溢出效应,但与主产区的作用方式不同,这与主销区和主产区的空间邻近性具有较大关系,主销区对粮食的需求增加了主产区的粮食生产压力,助长了粮食生产过程中的碳排放。

在产销平衡区,直接效应和间接效应的显著性驱动因素均为9个,驱动机制相对复杂。其中,直接效应的因素表现与整体效应基本一致,但在自然条件方面增加了自然灾害的显著性作用,并且表现为促增本地粮食生产碳排放;间接效应的驱动因素中,经济、社会、技术、人口和自然等因素均有表现,尤其是城镇化水平和农民生活水平的“污染泄露效应”进一步凸显,在空间溢出效应上存在着一定的相悖情境。

这里值得注意的是,技术进步水平在主销区没有发生空间溢出效应,科技创新水平仅在主产区有显著影响,人口规模仅在产销平衡区存在空间溢出效应,自然灾害也仅作

表4 分阶段效应分解
Tab.4 Staged effect decomposition

变量	“九五”时期		“十五”时期		“十一·五”时期		“十二·五”时期		“十三·五”时期	
	直接效应	间接效应	直接效应	间接效应	直接效应	间接效应	直接效应	间接效应	直接效应	间接效应
EG	0.0131 ^{***} (1.87)	0.0092(0.60)	-0.0053(-1.76)	0.0096(1.67)	-	-	-0.0040(-1.66)	0.0039(0.52)	-	-
TAOL	0.7478 ^{***} (7.04)	1.0737 ^{***} (2.61)	0.3762 ^{***} (8.59)	0.2756 [*] (2.20)	0.2419 [*] (7.38)	-0.0531(-0.54)	0.1981 ^{***} (6.76)	-0.1769(-1.43)	0.0745 ^{**} (2.07)	-0.0369(-0.35)
RES	0.1351(0.03)	2.3720(0.18)	-	-	-	-	-68.2388 ^{***} (-6.20)	16.6843(0.50)	-4.4609(-0.69)	-12.1253(-0.76)
GFI	0.2257(0.12)	4.5439(0.87)	6.6406 ^{**} (1.97)	-14.2396 ^{**} (-2.11)	-	-	22.4611 ^{***} (3.67)	-2.2172(-0.13)	11.5515 ^{**} (2.10)	2.0072(0.11)
AID	-0.2187 ^{***} (-3.79)	0.3336 [*] (1.95)	9.85e-07(0.00)	0.0775 [*] (1.06)	-0.0089(-0.46)	0.0740 [*] (1.75)	-	-	-	-
FC	0.1295 ^{**} (2.41)	-0.1967(-1.37)	-0.0125(-0.35)	-0.0937(-1.55)	-	-	-0.0133(-1.18)	-0.0019(-0.07)	-0.0042(-0.31)	0.0096(0.30)
IG	-10.9165 [*] (-1.88)	-35.5993(-0.56)	-25.1003 [*] (-2.23)	-19.5517(-0.23)	-77.7230 [*] (-1.73)	11.4164(0.10)	45.7370(1.22)	132.4146(1.38)	-	-
NAI	1.4880(0.97)	-0.9994(-0.25)	0.6116(0.66)	5.2679(1.26)	-	-	-	-	0.2694(0.09)	-0.0262(-0.18)
LST	20.6416(1.28)	42.6954(0.96)	4.7857(0.60)	-57.3295(-1.11)	-8.5334(-0.55)	93.8520 ^{***} (3.19)	6.6337(0.64)	85.4482 ^{**} (2.36)	-16.6534(-1.45)	28.7742 ^{**} (1.25)
ITL	-19.2751(-1.49)	16.3759(0.57)	-	-	-	-	47.5075 [*] (1.86)	-12.7284(-0.18)	-64.2875 [*] (-1.79)	-27.9906(-0.28)
STI	-0.5373(-0.74)	-5.6656 ^{***} (-2.82)	0.3386(0.90)	-1.1444(-1.53)	-0.0981(-1.13)	0.5323 ^{**} (2.29)	-0.0886 ^{**} (-2.16)	0.1596(1.35)	0.0507(1.19)	-0.1524(-1.18)
TRP	-0.1496 ^{**} (-2.57)	0.1861(0.97)	-0.2965 ^{***} (-5.08)	0.1212(0.64)	-0.0561 [*] (-1.86)	-0.0459(-0.71)	0.7776 ^{***} (7.48)	0.2535(0.50)	-	-
PD	-0.7939(-0.28)	22.7967 [*] (2.16)	-3.2678(-0.88)	-9.8060(-0.80)	-	-	-8.4094(-0.81)	-59.2798 [*] (-1.88)	-17.8929 [*] (-2.22)	-23.6108 [*] (-1.20)
R4	-0.7393(-0.14)	-21.7477(-1.84)	-5.4746 ^{**} (-2.23)	-6.2712(-0.97)	-1.4658(-0.36)	-6.9139 [*] (-0.77)	-0.2741(-0.10)	-3.9315(-0.61)	-	-
UB	-	-	-	-	-2.2332(-0.41)	-2.6759(-0.20)	14.1162(1.09)	-46.1311(-1.02)	-2.1586(-0.22)	-19.5559(-0.80)
APS	1.0030(0.46)	6.9806(1.17)	5.1533 ^{***} (2.60)	-0.7874(-0.21)	4.1566 [*] (1.96)	-6.1748(-1.24)	-3.2038(-0.92)	-2.9667(-0.41)	0.6122(0.19)	0.7105(0.10)
TGO	0.2733 ^{***} (8.57)	-0.3458 ^{**} (-3.64)	0.1497 ^{***} (4.65)	-0.0311(-0.40)	0.2508 ^{***} (6.74)	-0.0137(-0.20)	0.4931 ^{***} (8.92)	-0.1979(-1.01)	0.2145 ^{***} (5.08)	0.0270(0.37)
ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

注: *、**和***分别代表10%、5%和1%显著性水平;括号内为z值。

表5 分区域效应分解
Tab. 5 Decomposition of subregional effect

变量	主产区		主销区		产销平衡区	
	直接效应	间接效应	直接效应	间接效应	直接效应	间接效应
<i>EG</i>	0.0018 (1.40)	-0.0004 (-0.18)	-0.0006 (-2.02)	-0.0008 (-2.54)	-0.0006 (-0.31)	0.0119 (1.50)
<i>TAOV</i>	-	-	0.0207* (1.65)	0.0307 (1.45)	0.3359*** (14.87)	-0.2312*** (-2.82)
<i>RES</i>	-11.7711*** (-2.72)	31.7285*** (3.55)	-5.3779** (-1.57)	4.8057** (0.89)	-13.0367*** (-2.74)	46.1485*** (3.97)
<i>GFI</i>	6.4114 (1.30)	10.2832 (1.09)	2.1765 (1.31)	0.6488 (0.23)	-	-
<i>AID</i>	-	-	-	-	0.0180 (0.96)	-0.2084*** (-3.21)
<i>FC</i>	-0.0311* (-1.11)	0.0984*** (3.41)	-	-	-0.0248* (-0.73)	-0.1113** (-1.98)
<i>IG</i>	46.7902 (1.04)	129.3354 (1.25)	9.8614 (0.46)	56.6290 (1.86)	12.6662 (1.00)	-47.7325 (-0.76)
<i>NAI</i>	-1.8931* (-2.93)	8.2315** (2.55)	-0.4092 (-0.70)	-4.6811*** (-6.75)	0.7816 (0.73)	3.7739 (0.86)
<i>LST</i>	-22.8996** (-2.46)	31.8371** (1.50)	-4.1095 (-1.24)	-3.7142 (-0.94)	-13.2169** (-1.62)	133.1993*** (4.11)
<i>ITL</i>	-23.6301 (-0.74)	24.9214 (0.43)	-	-	-14.8211 (-0.86)	10.3733 (-0.18)
<i>STI</i>	-0.1871*** (-4.44)	0.1791*** (2.87)	-	-	-	-
<i>TRP</i>	0.2417*** (6.61)	0.1925 (1.57)	0.0056 (0.38)	-0.0176 (-0.82)	0.4282*** (6.41)	0.0488 (0.57)
<i>PD</i>	7.3935*** (2.89)	-9.7461 (-1.55)	-2.6106*** (-3.06)	-0.5226 (-0.35)	3.1176 (0.75)	17.6796*** (2.90)
<i>RA</i>	-19.4179*** (-5.28)	-0.8790 (-0.10)	-1.1176* (-1.69)	0.1424 (0.17)	-1.9680* (-1.79)	-15.5187 (-1.31)
<i>UB</i>	0.4190 (0.39)	-0.1931 (-0.13)	-0.2149 (-0.37)	-0.8702 (-1.05)	-0.9621 (-1.44)	-3.9512** (-2.38)
<i>APS</i>	-8.5440*** (-3.95)	-18.4176*** (-3.70)	-1.1756*** (-2.84)	-1.2379** (-2.23)	-7.2307*** (-3.36)	-12.5795* (-1.72)
<i>TGO</i>	0.3584*** (18.52)	-0.1640*** (-4.35)	0.3850*** (12.79)	-0.0922* (-1.87)	0.6825*** (8.49)	-0.0980* (-1.37)
<i>ND</i>	-	-	-	-	2.3395*** (5.90)	1.0089 (0.94)

注：*、**和***分别代表10%、5%和1%显著性水平；括号内为z值。

用于产销平衡区内部。究其原因在于，主产区粮食产能潜力高且具有示范效应，对绿色粮食生产技术更为敏感，但其内部绿色专利数量极度不平衡，如2020年江苏省最高为797件是最低吉林省的9.72倍，在粮食绿色生产技术总量一定的前提下，发达地区占有量高一定程度上挤占欠发达地区绿色技术引进率，阻碍区域内技术扩散助长“搭便车”行为，进而促减本地和促增邻地碳排放。主销区耕地资源禀赋较差，粮食生产多为小农化，以大量的物质资料投入为主，且不存在劳动力替代机制，区域内尚不存在技术扩散

效应。产销平衡区内多为欠发达省份,其人口流动与主产区、主销区存在较大差异,同时该区域自然灾害水平年均递增率为6.63%,不利于保障区域粮食安全,但又加重了区域粮食生产压力而助长碳排放。

6 结论与讨论

6.1 结论

本文基于1997—2020年中国31个省份数据(数据暂未含港澳台),采用生命周期评价法测算了中国粮食生产碳排放量,结合Dagum基尼系数、标准差椭圆和核密度方法全面刻画了中国粮食生产碳排放的动态演进趋势,运用自适应Lasso回归和空间杜宾模型相结合从整体、时段和区域3个层面识别了粮食生产碳排放的驱动效应并探讨了其空间溢出效应,得出以下主要结论:

(1) 中国粮食生产的碳排放总量呈现波动性增长态势,年均增长率1.30%,2020年的碳排放总量为49478.19万t。同时,“十三五”时期中国粮食生产碳排放量在2017年达到高峰后逐渐降低,整体下降了2.38%。化肥等物资资料投入和秸秆燃烧对粮食生产碳排放的贡献最大,未来仍有较大的碳减排潜力。

(2) 中国粮食生产碳排放存在明显的区域性差异,整体呈现“主产区>产销平衡区>主销区”的分布格局,长江中下游地区和华北地区一直处于最前列,仅主销区呈缩减趋势,碳排放量较高的省份包括山东、河南、江苏和安徽等地。

(3) 中国及三大地区粮食生产碳排放的非均衡动态演进趋势存在一定的区别。中国粮食生产碳排放量的总体基尼系数介于0.4171~0.4407之间,主要源于区域间差异,区域内部则呈现“主销区>产销平衡区>主产区”的分级效应特征,分布重心位于河南省境内并向西偏北方向移动,绝对差异扩大且呈高水平收敛的恶化趋势。同时,主产区和主销区粮食生产碳排放的绝对差异扩大而产销平衡区得到有效改善,全国和主产区核密度估计形态及其演进态势一致,主销区和产销平衡区存在明显异质性。

(4) 全国、分阶段和分区域自适应Lasso回归筛选的非零关键变量存在异质性,但粮食总产量和农业生产结构对粮食生产碳排放的影响始终存在。考虑空间溢出效应后,全国视角下农业总产值和粮食总产量为负向空间溢出效应,地区经济结构、劳动节约型技术和农业产业结构则为正向空间溢出效应。阶段效应以“十一五”时期为节点由复杂转向简化,农业总产值、农村总人口和粮食总产量的直接效应比较稳定,而空间溢出效应中技术进步相对稳定。区域效应中,粮食主产区的碳排放驱动效应与国家层面基本一致,驱动因素数量方面主销区相对较少而产销平衡区明显更多,部分自然条件因素的影响存在共性,技术进步效应和人口规模效应存在异质性。

6.2 讨论

基于研究发现制定粮食生产绿色转型行动尤为关键,对此提出几点政策启示如下:① 摒弃“一炮轰”的粗放式碳减排管理,有效延续“十三五”时期粮食生产的降碳趋势。具体地,对于主产区、产销平衡区以及长江中下游地区和华北地区,尤其是山东、河南等粮食生产大省以及内蒙古、黑龙江等增碳大省,改变过度依赖物资资料投入的传统粮食生产模式,选择清洁化的秸秆还田方式,促使粮食生产转向降碳阶段。同时,有效发挥农户在粮食生产绿色转型中的主体作用有效解决规模化生产难题^[4],加强化肥、农药等污染源头管理,解决粮食增产与降碳之间的矛盾。② 汲取“十三五”时期粮食生产碳排放空间差距增长的经验,如北京、上海和浙江等地在粮食生产领域已形成降碳之

势,但这些地区粮食增产空间有限且多为经济发达地区,劣势省份需在考虑经济社会发展差异的前提下将优势地区的降碳策略本土化;如山东和河南等粮食生产大省通过引进绿色生产技术实现降碳与粮食增产的双赢局面,通过降低这些高值区碳排放能有效形成区域间和省际间优势互补、良性互动格局,避免因粮食生产功能区划分引发“碳泄漏”效应。③ 基于现实碳减排驱动力因地制宜制定粮食总体和区域性碳减排方案。总体上,既有耕地资源一定的情况下,提升落后地区粮食生产的机械化水平,避免耕地撂荒、细碎化或小规模经营导致的增碳,合理引导农户开展耕地流转并协调好城乡要素资源的自由流动等方式^[56],加强粮食适度规模经营以实现本地和邻地双向碳减排目标。同时,充分利用在阶段演变过程中对于粮食生产碳减排具有稳定性的农业总产值、农村总人口和粮食总产量等因素,夯实技术进步的碳减排驱动力。区域共性方面发挥农业结构调整对空间关联地区的碳减排效应,充分发挥主产区粮食生产潜能对绿色生产技术的敏感性,欠发达省份通过政府、企业等平台引进实用性绿色专利,提升绿色技术利用率;以村集体为单位引导产销平衡区农户关注气候和降水等自然灾害,及时传达灾害预防的信息,缩减灾害发生频率;而主销区粮食生产压力大于其降碳压力,采用现代化土壤管理技术,改善耕地肥力,扩大化肥、农药等物资资料投入吸收率以实现粮食增产。

鉴于中国粮食绿色增产的现实需求,充分挖掘粮食生产过程中碳排、碳汇以及降碳潜力,是未来实现“双碳”目标和粮食安全的重要抓手,因而本文对中国“加总”粮食生产碳排放进行测算,刻画其动态演进特征,并从整体、阶段和区域效应3个视角探究多因素碳减排的空间溢出效应,这具有一定的现实意义。但是,本文还存在些许不足:① 在“双碳”和安全降碳目标作用下,对粮食生产碳排放的测算不应局限于碳排放部分,同时以县级单元为研究对象科学处理“加总”粮食生产碳排放种植结构的影响,但这一研究需克服碳汇测算争议和县域数据难题。② 基于现有数据样本剖析过去与现状情景外,未来还应引入预测和模拟模型探析未来粮食生产碳排放的走向趋势。③ 自适应Lasso回归和SDM模型相结合削弱了影响因素在阶段间和区域间的可比性,而选择相同影响因素检验空间溢出效应则忽略了不同样本内多变量间的多重共线性问题,如何兼顾样本有效性和分样本间可比性,这是未来研究高维度数据驱动机制的重点。④ 针对具体政策措施定量评估粮食生产碳减排效果。这些问题均值得做更为深入的探讨。

关联数据信息: 本文关联实体数据集已在《全球变化数据仓储电子杂志(中英文)》出版,获取地址:<https://doi.org/10.3974/geodb.2023.07.10.V1>.

参考文献(References)

- [1] Chen Yangfen, Wang Jieyong, Zhang Fengrong, et al. New patterns of globalization and food security. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(6): 1362-1380. [陈秧分, 王介勇, 张凤荣, 等. 全球化与粮食安全新格局. *自然资源学报*, 2021, 36(6): 1362-1380.]
- [2] Li J, Rodriguez D, Tang X Y. Effects of land lease policy on changes in land use, mechanization and agricultural pollution. *Land Use Policy*, 2017, 64: 405-413.
- [3] Qi X X, Wang R Y, Li J C, et al. Ensuring food security with lower environmental costs under intensive agricultural land use patterns: A case study from China. *Journal of Environmental Management*, 2018, 213: 329-340.
- [4] Luo Wanchun. China's food security governance: Development trends, challenges and improvements. *Chinese Rural Economy*, 2020(12): 56-66. [罗万纯. 中国粮食安全治理: 发展趋势、挑战及改进. *中国农村经济*, 2020(12): 56-66.]
- [5] Chen Yangfen, Wang Jieyong. China's food security situation and strategy under the background of opening-up. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(6): 1616-1630. [陈秧分, 王介勇. 对外开放背景下中国粮食安全形势研判与战略选择. *自然资源学报*, 2021, 36(6): 1616-1630.]

- [6] Yang Guo, Chen Yao. China's agriculture carbon sink estimation and its coupling analysis with agricultural economy development. *China Population, Resources and Environment*, 2016, 26(12): 171-176. [杨果, 陈瑶. 中国农业源碳汇估算及其与农业经济发展的耦合分析. *中国人口·资源与环境*, 2016, 26(12): 171-176.]
- [7] Tian Yun, Yin Minhao. Re-evaluation of China's agricultural carbon emissions: Basic status, dynamic evolution and spatial spillover effects. *Chinese Rural Economy*, 2022(3): 104-127. [田云, 尹恣昊. 中国农业碳排放再测算: 基本现状、动态演进及空间溢出效应. *中国农村经济*, 2022(3): 104-127.]
- [8] Johnson J M, Franzluebbers A J, Weyers S L, et al. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emission. *Environmental Pollution*, 2007, 150(1): 107-124.
- [9] Li Bo, Zhang Junbiao, Li Haipeng. Research on spatial-temporal characteristics and affecting factors decomposition of agricultural carbon emission in China. *China Population, Resources and Environment*, 2011, 21(8): 80-86. [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.]
- [10] Zhang Hengshuo, Li Shaoping, Peng Min. Regional imbalance of carbon emission from China's rural energy consumption and dynamic identification of driving factors. *Chinese Rural Economy*, 2022(1): 112-134. [张恒硕, 李绍萍, 彭民. 中国农村能源消费碳排放区域非均衡性及驱动因素动态识别. *中国农村经济*, 2022(1): 112-134.]
- [11] Wang Changhai. Farmers' attitude towards ecological protection: New findings and policy implications. *Journal of Management World*, 2014(11): 70-79. [王昌海. 农户生态保护态度: 新发现与政策启示. *管理世界*, 2014(11): 70-79.]
- [12] Shao S, Li B L, Fan M T, et al. How does labor transfer affect environmental pollution in rural China? Evidence from a survey. *Energy Economics*, 2021, 102: 105515. DOI: 10.1016/j.eneco.2021.105515.
- [13] Zhang L, Pang J X, Chen X P, et al. Carbon emissions, energy consumption and economic growth: Evidence from the agricultural sector of China's main grain-producing areas. *Science of the Total Environment*, 2019, 665: 1017-1025.
- [14] Cao Xiang, Gao Yu, Liu Ziqi. The impact of urbanization of rural residents on carbon emissions from household energy consumption. *Chinese Rural Economy*, 2021(10): 64-83. [曹翔, 高瑀, 刘子琪. 农村人口城镇化对居民生活能源消费碳排放的影响分析. *中国农村经济*, 2021(10): 64-83.]
- [15] Tian Xiaohui, Li Wei, Li Rong. The environmental effects of agricultural mechanization: Evidence from agricultural machinery purchase subsidy policy. *Chinese Rural Economy*, 2021(9): 95-109. [田晓晖, 李薇, 李戎. 农业机械化的环境效应: 来自农机购置补贴政策的证据. *中国农村经济*, 2021(9): 95-109.]
- [16] Liu M C, Chen C, Yang L, et al. Agricultural eco-compensation may not necessarily reduce chemical inputs. *Science of the Total Environment*, 2020, 741: 139847. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139847.
- [17] Zhang Chao, Sun Yiduo, Sun Shengyang, et al. Does the urban-rural income gap increase agricultural chemical input? A case study of pesticide use. *Chinese Rural Economy*, 2019(1): 96-111. [张超, 孙艺夺, 孙生阳, 等. 城乡收入差距是否提高了农业化学品投入? 以农药施用为例. *中国农村经济*, 2019(1): 96-111.]
- [18] Xia Qiu, Li Dan, Zhou Hong. Study on the influence of farmers' concurrent business behavior on agricultural non-point source pollution. *China Population, Resources and Environment*, 2018, 28(12): 131-138. [夏秋, 李丹, 周宏. 农户兼业对农业面源污染的影响研究. *中国人口·资源与环境*, 2018, 28(12): 131-138.]
- [19] Qin Tian, Peng Jue, Deng Zongbing, et al. Environmental decentralization, environmental regulation and agricultural non-point source pollution. *China Population, Resources and Environment*, 2021, 31(2): 61-70. [秦天, 彭珏, 邓宗兵, 等. 环境分权、环境规制对农业面源污染的影响. *中国人口·资源与环境*, 2021, 31(2): 61-70.]
- [20] Wang Baoyi, Zhang Weiguo. Cross-provincial differences in determinants of agricultural eco-efficiency in China: An analysis based on panel data from 31 provinces in 1996-2015. *Chinese Rural Economy*, 2018(1): 46-62. [王宝义, 张卫国. 中国农业生态效率的省际差异和影响因素: 基于1996—2015年31个省份的面板数据分析. *中国农村经济*, 2018(1): 46-62.]
- [21] Tian Xu, Wang Shangao. Environmental efficiency and its determinants regarding China's grain production. *Resources Science*, 2016, 38(11): 2106-2116. [田旭, 王善高. 中国粮食生产环境效率及其影响因素分析. *资源科学*, 2016, 38(11): 2106-2116.]
- [22] Li J, Bo Y, Xie S D. Estimating emissions from crop residue open burning in China based on statistics and MODIS fire products. *Journal of Environmental Sciences*, 2016, 44: 158-170.
- [23] Zhang D, Shen J B, Zhang F S, et al. Carbon footprint of grain production in China. *Scientific Reports*, 2017, 7: 4126. DOI: 10.1038/s41598-017-04182-x.
- [24] Lu Qingyao, Yang Chunhong. A study on the changing trend and driving factors of carbon emissions from grain planting in China. *On Economic Problems*, 2023(1): 114-121. [鲁庆尧, 杨春红. 我国粮食种植碳排放量变化趋势与驱动因素研究. *经济问题*, 2023(1): 114-121.]

- [25] Zhang Yunhua, Peng Chao, Zhang Chen. The use of nitrogen element and grain production efficiency: Evidence from national fixed point survey data. *Journal of Management World*, 2019, 35(4): 109-119. [张云华, 彭超, 张琛. 氮元素施用与农户粮食生产效率: 来自全国农村固定观察点数据的证据. *管理世界*, 2019, 35(4): 109-119.]
- [26] Chen Fei, Fan Qingquan, Gao Tiemei. Agricultural policies, food production and food production-adjustment ability. *Economic Research Journal*, 2010, 45(11): 101-114, 140. [陈飞, 范庆泉, 高铁梅. 农业政策、粮食产量与粮食生产调整能力. *经济研究*, 2010, 45(11): 101-114, 140.]
- [27] Wang Yuemei, Yao Xianguo, Zhou Minghai. Rural labor outflow, regional differences and food production. *Journal of Management World*, 2013(11): 67-76. [王跃梅, 姚先国, 周明海. 农村劳动力外流、区域差异与粮食生产. *管理世界*, 2013(11): 67-76.]
- [28] Jin Tao. The adjustment of China's grain cropping structure and its effects on the consumption of water and land resources. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(1): 14-25. [金涛. 中国粮食作物种植结构调整及其水土资源利用效应. *自然资源学报*, 2019, 34(1): 14-25.]
- [29] Tian Yun, Zhang Junbiao, Li Bo. Agricultural carbon emissions in China: Calculation, spatial-temporal comparison and decoupling effects. *Resources Science*, 2012, 34(11): 2097-2105. [田云, 张俊飏, 李波. 中国农业碳排放研究: 测算、时空比较及脱钩效应. *资源科学*, 2012, 34(11): 2097-2105.]
- [30] Zhang Fan, Xuan Xin, Jin Gui, et al. Agricultural non- CO_2 greenhouse gases emissions and scenario simulation analysis. *Acta Geographica Sinica*, 2023, 78(1): 35-53. [张帆, 宣鑫, 金贵, 等. 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.]
- [31] Min Jisheng, Hu Hao. Calculation of greenhouse gases emission from agricultural production in China. *China Population, Resources and Environment*, 2012, 22(7): 21-27. [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.]
- [32] Lessmann M, Ros G H, Young M D, et al. Global variation in soil carbon sequestration potential through improved cropland management. *Global Change Biology*, 2022, 28(3): 1162-1177.
- [33] Ye X, Chuai X W. Carbon sinks/sources' spatiotemporal evolution in China and its response to built-up land expansion. *Journal of Environmental Management*, 2022, 321: 115863. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115863.
- [34] Zhu Wenbo, Zhang Jingjing, Cui Yaoping, et al. Assessment of territorial ecosystem carbon storage based on land use change scenario: A case study in Qihe River Basin. *Acta Geographica Sinica*, 2019, 74(3): 446-459. [朱文博, 张静静, 崔耀平, 等. 基于土地利用变化情景的生态系统碳储量评估: 以太行山淇河流域为例. *地理学报*, 2019, 74(3): 446-459.]
- [35] Li Bo, Wang Chunyu, Zhang Junbiao. Dynamic evolution and spatial spillover of China's agricultural net carbon sink. *China Population, Resources and Environment*, 2019, 29(12): 68-76. [李波, 王春妤, 张俊飏. 中国农业净碳汇效率动态演进与空间溢出效应. *中国人口·资源与环境*, 2019, 29(12): 68-76.]
- [36] Wang Xiaoyu, Xue Shuai, Xie Guanghui. Value-taking for residue factor as a parameter to assess the field residue of field crops. *Journal of China Agricultural University*, 2012, 17(1): 1-8. [王晓玉, 薛帅, 谢光辉. 大田作物秸秆量评估中秸秆系数取值研究. *中国农业大学学报*, 2012, 17(1): 1-8.]
- [37] Dagum C. A new approach to the decomposition of the Gini income inequality ratio. *Empirical Economics*, 1997, 22(4): 515-531.
- [38] Lefever D W. Measuring geographic concentration by means of the standard deviational ellipse. *American Journal of Sociology*, 1926, 32(1): 88-94.
- [39] Xu Di, Xu Yan. Spatio-temporal pattern of registered population in Nanjing from 1928 to 2017. *Acta Geographica Sinica*, 2022, 77(10): 2439-2456. [徐昀, 徐彦. 1928—2017年南京市户籍人口时空格局演变. *地理学报*, 2022, 77(10): 2439-2456.]
- [40] Liu Huajun, Guo Lixiang, Qiao Liecheng, et al. Spatial-temporal pattern and dynamic evolution of logistics efficiency in China. *Journal of Quantitative & Technological Economics*, 2021, 38(5): 57-74. [刘华军, 郭立祥, 乔列成, 等. 中国物流业效率的时空格局及动态演进. *数量经济技术经济研究*, 2021, 38(5): 57-74.]
- [41] Zhao Yanyan, Zhang Xiaoping, Chen Mingxing, et al. Regional variation of urban air quality in China and its dominant factors. *Acta Geographica Sinica*, 2021, 76(11): 2814-2829. [赵艳艳, 张晓平, 陈明星, 等. 中国城市空气质量的区域差异及归因分析. *地理学报*, 2021, 76(11): 2814-2829.]
- [42] Lam C, Souza P C L. Estimation and selection of spatial weight matrix in a spatial lag model. *Journal of Business & Economic Statistics*, 2020, 38(3): 693-710.
- [43] Liu Jiaqi, Ru Shaofeng. Research on factors of economic growth and path selection for high quality development of

- western China. *Inquiry into Economic Issues*, 2019(9): 82-90. [刘家旗, 茹少峰. 西部地区经济增长影响因素分析及其高质量发展的路径选择. *经济问题探索*, 2019(9): 82-90.]
- [44] Zou H. The adaptive lasso and its oracle properties. *Journal of the American Statistical Association*, 2006, 101(476): 1418-1429.
- [45] Elhorst J P. Matlab software for spatial panels. *International Regional Science Review*, 2014, 37(3): 389-405.
- [46] LeSage J P, Pace R K. *Introduction to Spatial Econometrics*. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group, 2009.
- [47] Dong Xiaoxia, Huang Jikun, Scott Rozelle, et al. Research on the adjustment of geographical location, transportation infrastructure and planting structure. *Journal of Management World*, 2006(9): 59-63, 79. [董晓霞, 黄季焜, Scott Rozelle, 等. 地理区位、交通基础设施与种植业结构调整研究. *管理世界*, 2006(9): 59-63, 79.]
- [48] Liu Yansui, Zhang Ziwen, Wang Jieyong. Regional differentiation and comprehensive regionalization scheme of modern agriculture in China. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(2): 203-218. [刘彦随, 张紫雯, 王介勇. 中国农业地域分异与现代农业区划方案. *地理学报*, 2018, 73(2): 203-218.]
- [49] Lei Ming, Kong Xiangbin, Wang Jianing. Estimation of sustainable grain productivity for arable land under water balance in the Huang-Huai-Hai Plain. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(3): 535-549. [雷鸣, 孔祥斌, 王佳宁. 水平衡下黄淮海平原区耕地可持续生产能力测算. *地理学报*, 2018, 73(3): 535-549.]
- [50] Zhong Funing, Gu Hejun, Ji Yueqing. The role differentiation of farmers and the income distribution effect of agricultural subsidies: An empirical study on the income distribution effect of agricultural tax reduction and food direct subsidies in Jiangsu province. *Journal of Management World*, 2008(5): 65-70, 76. [钟甫宁, 顾和军, 纪月清. 农民角色分化与农业补贴政策的收入分配效应: 江苏省农业税减免、粮食直补收入分配效应的实证研究. *管理世界*, 2008(5): 65-70, 76.]
- [51] Xu Qing, Yang Qing, Zhang Yuan. The effect of agricultural subsidies reform on the optimum-scale management of grain. *Economic Research Journal*, 2021, 56(8): 192-208. [许庆, 杨青, 章元. 农业补贴改革对粮食适度规模经营的影响. *经济研究*, 2021, 56(8): 192-208.]
- [52] Wu Liancui, Tan Junmei. Empirical analysis on yield effect and action path of grain subsidy policy. *China Population, Resources and Environment*, 2013, 23(9): 100-106. [吴连翠, 谭俊美. 粮食补贴政策的作用路径及产量效应实证分析. *中国人口·资源与环境*, 2013, 23(9): 100-106.]
- [53] Gong B L. Agricultural reforms and production in China: Changes in provincial production function and productivity in 1978-2015. *Journal of Development Economics*, 2018, 132: 18-31.
- [54] Chen P C, Yu M M, Chang C C, et al. Total factor productivity growth in China's agricultural sector. *China Economic Review*, 2008, 19: 580-593.
- [55] Chien S S. Local farmland loss and preservation in China: A perspective of quota territorialization. *Land Use Policy*, 2015, 49: 65-74.
- [56] Duan J K, Ren C C, Wang S T, et al. Consolidation of agricultural land can contribute to agricultural sustainability in China. *Nature Food*, 2021, 2(12): 1014-1022.

Dynamic evolution and driving effects of carbon emissions from grain production in China

ZHANG Qingqing^{1,2}, QU Yanbo^{1,2,3}, ZHAN Lingyun^{1,2}, SU Desheng^{2,3}, WEI Chuanchen^{2,3}

(1. School of Economics, Shandong University of Finance and Economics, Jinan 250014, China; 2. Institute of Land Science and Policy, Shandong University of Finance and Economics, Jinan 250014, China; 3. School of Public Administration and Policy, Shandong University of Finance and Economics, Jinan 250014, China)

Abstract: Ensuring food security under the "double carbon" goal is an important issue for China to tackle climate change and build a community of human life. This paper employs the life cycle assessment method to gauge the grain production carbon emissions in China and its 31 provincial-level regions from 1997 to 2020, and uses the Dagum Gini coefficient, standard deviation ellipse and kernel density methods to explore the dynamic evolution characteristics. It further identifies the underlying factors of China's grain production carbon emissions, as well as their spatio-temporal impacts, under a comprehensive, period-based, and regional-level decomposition perspective. The results show that: (1) During the inspection period, China's total carbon emissions from grain production showed an upward trend, with an annual growth of 1.30%, yet since 2017 it has been in a continuous downward trajectory. Material inputs and straw burning account for the lion's share of emissions. The total carbon emissions in 2020 amounted to 494.78 million tons. (2) With regard to the three major grain production functional areas and six grain crop planting system areas, the carbon emissions of grain production in the main grain production areas, the middle and lower reaches of the Yangtze River and North China provinces have been in the forefront during the investigation period, while those in the main grain sales areas have displayed a diminishing trend. (3) The absolute difference of China's grain production carbon emissions enlarged manifesting as a tendency of high level convergence and widening of regional disparities. (4) China's grain production carbon emissions are jointly affected by economic, social, technological, demographic and natural factors. With gross agricultural output value and gross grain output serving as the key influential factors, they display negative spatial spillover effects; meanwhile, regional economic structure, labor saving technology, and agricultural production composition demonstrate diametrically opposite effects. The stage effect takes the 11th Five-Year Plan period (2006-2010) as the node, and the driving factors tend to be simplified. In the regional effect, the driving factors from the main sales area, the main production area to the balanced production and marketing area tend to be complex. This study provides a theoretical and methodological basis for promoting green grain production under the "dual carbon" strategy.

Keywords: grain production carbon emission; life cycle assessment; dynamic evolution; spatial spillover effect