中国粮食主产区土地利用碳核算及未来演变趋势

蒲万平[1], 李 洋[1], 张 新[1], 沈显名[1], 董霁红[2]
(1.新疆维吾尔自治区地质局喀什地质大队,
新疆 喀什 844200; 2.中国矿业大学 环境与测绘学院, 江苏 徐州 221116)

摘 要: [目的] 揭示中国粮食主产区土地利用碳排放的时序变化特征及其驱动因素,并预测其未来土地利用格局演变和碳排放趋势,为推进粮食主产区低碳可持续发展提供科学参考。[方法] 基于多源数据,采用IPCC碳排放系数法核算2000—2023年中国粮食主产区土地利用碳排放,运用偏最小二乘法(PLS)回归模型与对数平均迪氏指数分解(LMDI)模型探究耕地与建设用地碳排放主要驱动因素,运用斑块生成土地利用模拟(PLUS)模型与重心模型模拟分析未来土地利用格局与碳排放。[结果] ①2000—2023年中国粮食主产区碳排放量呈现快速增长态势,总体增幅达225.46%,其中2003—2011年为增速高峰期。碳汇量总体增幅为31.96%,其增速远滞后于碳排放。从省级层面看,所有省份碳排放均呈高速或极速增长,碳汇表现为缓慢、中速增长。②在粮食安全、碳减排与自然发展3种情景下,2035年土地利用碳排放较2023年分别增加27.82%,20.01%和44.31%。③未来土地利用格局变化可归结为3种类型:湖南、河北和安徽3省为动态调整型;内蒙古、江苏、四川和黑龙江4省区为局部敏感型;其余吉林、辽宁、山东、江西、河南和湖北这6个省份为结构稳定型。[结论] 中国粮食主产区净碳排放持续扩大且区域分异显著,未来增长趋势明显。必须通过差异化的空间管控,构建粮食安全与低碳发展的协同路径。

关键词: 多源数据; 碳核算; PLUS模型; 土地利用; 重心变化; 中国粮食主产区
文献标识码: A **文章编号:** 1000-288X(2026)03-0305-15 **中图分类号:** X321

文献参数: 蒲万平, 李洋, 张新, 等.中国粮食主产区土地利用碳核算及未来演变趋势[J].水土保持通报, 2026, 46(3): 305-319. Pu Wanping, Li Yang, Zhang Xin, et al. Carbon accounting and future evolution trends of land use in China's main grain-producing areas [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2026, 46(3): 305-319.

DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2026.03.009 **CSTR:** 32312.14.stbctb.2026.03.009

Carbon accounting and future evolution trends of land use in China's main grain-producing areas

Pu Wanping[1], Li Yang[1], Zhang Xin[1], Shen Xianming[1], Dong Jihong[2]
(1.*Kashi Geological Team, Geological Bureau of Xinjiang Uyghur Autonomous Region, Kashi, Xinjiang* 844200, *China*;
2.*School of Environment and Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou, Jiangsu* 221116, *China*)

Abstract: [Objective] Temporal variation characteristics and driving factors of land use carbon emissions in China's main grain-producing areas were investigated to explore the evolution of future land use patterns and carbon emission trends, thereby providing references for promoting the low-carbon sustainable development of these areas. [Methods] Based on multi-source data, the IPCC carbon emission coefficient method was used to calculate the carbon emissions from land use in China's main grain-producing areas from 2000 to 2023. The partial least squares (PLS) regression model and the logarithmic mean Divisia index (LMDI) decomposition model were used to identify the main driving factors of carbon emissions from cultivated land and construction land. The patch-generating land use simulation (PLUS) model and the center-of-gravity model were applied to simulate and analyze future land use patterns and carbon emissions. [Results] ① From 2000 to 2023, carbon emissions in

收稿日期: 2025-09-25 **修回日期:** 2025-11-29 **采用日期:** 2025-12-26
资助项目: 中煤航测遥感集团有限公司项目"2023年度自然资源遥感监测"(2023100088)
第一作者: 蒲万平(1996—),男(汉族),四川省宜宾市人,硕士研究生,主要研究方向为国土空间利用和规划。Email:pwp15366@163.com。
通信作者: 董霁红(1967—),女(汉族),山西省芮城县人,教授,博士生导师,主要从事国土空间生态测评和景观生态规划方面的研究。Email:dongjihong@cumt.edu.cn。

China's main grain-producing areas showed a rapid increase, with an overall increase rate of 225.46%, and the period from 2003 to 2011 was the peak growth stage. The total increase of carbon sinks was 31.96%, with growth rates significantly lagging behind those of carbon emissions. At the provincial level, carbon emissions in all provinces showed rapid or extremely rapid growth, whereas carbon sinks showed slow or moderate growth. ② Under the three scenarios of food security, carbon emission reduction, and natural development, land use carbon emissions in 2035 were projected to increase by 27.82%, 20.01%, and 44.31%, respectively, compared with those in 2023. ③ Future changes in land use patterns were categorized into three types: the dynamic adjustment type in Hunan, Hebei, and Anhui provinces, the locally sensitive type in Inner Mongolia, Jiangsu, Sichuan, and Heilongjiang provinces, and the structurally stable type in Jilin, Liaoning, Shandong, Jiangxi, Henan, and Hubei provinces. [Conclusion] The net carbon emissions in China's main grain-producing areas continue to increase with significant regional differentiation, and the future growth trend is pronounced. Synergistic pathways for food security and low-carbon development must be established through differentiated spatial management.

Keywords: multi-source data; carbon accounting; PLUS model; land use; center-of-gravity change; China's main grain-producing areas

2000年中国明确提出构建符合国情的粮食安全体系,结合人多地少的基本国情,确立13个粮食主产区承担稳定和逐步增加粮食生产的重要任务。在城市化进程中,中国粮食主产区普遍面临耕地面积持续减少、"非粮化"现象严重和可持续利用难度大等困境,人地矛盾日趋尖锐。同时,中国已进入生态文明与国家安全建设的新阶段。中国共产党第十八次全国代表大会报告将优化国土空间开发格局作为推进生态文明建设的重要举措,2035年远景目标纲要进一步强调实施粮食安全战略,并将其作为维护国家经济安全的重要支撑。同时,在全球气候变暖问题日益严峻的背景下,中国政府于2020年提出"双碳"战略目标。耕地作为兼具碳源与碳汇功能的特殊载体[1],其利用方式深刻影响着粮食安全与低碳目标的协同实现。这使得中国粮食主产区亟需在保障粮食生产与推动低碳转型间寻求平衡。

国土空间是生态文明建设与国家粮食安全战略的空间载体。科学合理的国土空间规划有助于提升资源利用效率、维护国家战略安全并推动低碳发展[2]。现有土地利用碳排放研究主要聚焦于碳排放核算和影响因素分析两大方向[3]。由土地利用类型变化和土地管理方式调整带来的碳排放,多采用机理模型、样地清查法与遥感估测法核算[4-5];由人类社会经济活动所产生的碳排放常采用实测法、物料法和排放系数法[6-7]测算,并进一步剖析碳排放空间分布和演进特征[8]。研究范围由区域内部分异向区域间差异转变,从单一区域向全国尺度碳效应延展,涵盖全国、地区、省和市等多尺度[9-10],但多数宏观分区采用东中西部等传统分区方式,难以体现土地功能与利用特征的地域差异,限制了研究成果在粮食主产区这类功能导向区域的适用性。在影响因素研究中,回归模型和LMDI模型已被广泛应用于解析碳排放影响机制,但多数分析将土地利用视为整体,忽视了不同地类碳排放驱动因素的显著差异[11]。此外,在国土空间优化方面,多目标优化与空间布局模拟相结合,已成为预测未来土地利用格局的常用路径。其中,CLUS-S、Flus和PLUS模型被广泛运用[12],但研究多未进一步探讨未来不同地类间的空间冲突。基于此,本研究以中国粮食主产区为研究对象,重点研究以下科学问题:①中国粮食主产区土地利用碳排放的时序变化;②耕地与建设用地作为关键地类,其碳排放的主导影响因素;③在不同发展情景下,2035年土地利用格局演变趋势及其对碳排放的影响。为此,本研究整合多源数据,系统核算2000—2023年中国粮食主产区土地利用碳排放,识别耕地与建设用地的差异化驱动因素,并模拟预测2035年不同情景下的土地利用格局与碳排放,以期为协调粮食安全与低碳发展的国土空间政策制定提供科学依据。

1 研究区概况

1.1 研究区概况

中国粮食主产区包括黑龙江、吉林、辽宁、河北、内蒙古、江苏、山东、江西、安徽、河南、湖南、湖北和四川省,共计13个省区[13],总面积为3.85×10^6 km^2,拥有农业人口约2.8亿人。截至2023年,13个主产区在全国粮食生产中占据主体地位,其耕地面积、粮食播种面积与粮食产量占全国的比重分别为68.1%,74.88%和77.70%。从区域分布来看,东北地区的黑龙江、吉林和辽宁3省以黑土地为主,主要种植春小麦、玉米、粳稻和大豆;华北地区的河北省和内蒙古

自治区以潮土和褐土为主,主要种植玉米和冬小麦;华中与华东地区的江苏、山东、江西、安徽、河南、湖南和湖北7省以水稻土和红壤为主,主要种植小麦、水稻和玉米;西南地区的四川省以紫色土为主,主要种植玉米和水稻。

1.2　数据来源

本研究所用数据涉及2000—2023年社会经济、农牧业、能源消费、水泥生产和土地利用数据,用于碳核算和影响因素分析,缺失数据采用政府工作报告、国民经济和社会发展统计公报等进行补齐。此外,还包括年平均气温、年降雨量、土壤类型、DEM,NDVI、夜间灯光、GDP、人口、河流、道路、政府驻地、火车站、飞机场、地铁站点数据,该数据均为PLUS模型所用驱动因素。为了保障PLUS模型模拟结果可靠,使用ArcGIS的Resample工具将栅格数据分辨率统一重采样至1 km。数据来源详见表1。

表1　主要数据来源

Table 1　Main data sources

数据名称	分辨率/m	数据来源
社会经济、农牧业数据、能源消费数据、水泥生产数据		《中国城市统计年鉴》《中国统计年鉴》《中国畜牧业年鉴》《中国农村统计年鉴》《中国能源统计年鉴》《各省统计年鉴》《国民经济和社会发展统计公报》
CLCD土地利用数据	30	开放数据平台https://zenodo.org/
GDP,人口,NDVI, DEM,年平均气温,年降雨量,土壤类型	1 000	资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)
河流数据		资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn/)
行政区划数据		国家基础地理信息中心(https://ngcc.cn/ngcc/)
道路数据、政府驻地、火车站、飞机场、地铁站点数据		OpenStreetMap(https://www. openstreetmap.org/)
NPP-VIIRS夜间灯光数据	500	国家地球系统科学数据中心(https://www.geodata.cn/)

1.3　研究方法

本研究对耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地6种地类进行碳核算,其中建设用地和耕地为碳源;耕地、林地、草地、水域和未利用地为碳汇。所有碳核算过程均使用Excel实现,所有估算均基于固定系数,未考虑其时间动态性。为了便于计算和比较,统一将CO_2,N_2O和CH_4温室气体折算为标准碳当量。根据IPCC第四次评估报告的规定,折算C当量标准为1 t N_2O引发的温室效应等同于298 t CO_2所产生的温室效应;1 t CH_4引发的温室效应等同于25 t CO_2所产生的温室效应。1 t CO_2,N_2O和CH_4所包含的C分别约为0.272 7,81.264 6,6.817 5 t[14]。

1.3.1　碳源核算

根据《省级温室气体清单编制指南(试行)(2021年)》,耕地碳排放主要源于农业资源投入、秸秆还田、水稻种植和禽畜养殖。农业资源投入碳排放主要来自化肥、农药、农膜、柴油、翻耕和灌溉。根据相关研究,其碳排放系数分别为0.895 6[15],4.934 1[16],5.18[16],0.592 7[17],3.126[18]和4.75[16] kg/hm^2,各省区取用相同碳排放系数,计算公式[16]为

$$CE_c=\sum_{i=1}^{n}\varphi_i\cdot\beta_i \tag{1}$$

式中:CE_c为各省农业资源投入碳排放(t);β_i为各省第i种农业资源投入量;φ_i为第i种农业资源投入碳排放系数。

秸秆还田碳排放包括地上秸秆还田氮和地下根氮两部分,主要农作物系数(表2)源于参考文献[17]和《省级温室气体清单编制指南(试行)》(2021年),计算公式[19]为

$$N_j=\sum_{i=1}^{n}\left(\delta_i/h_i-\delta_i\right)\times d_i\cdot n_i\cdot r_i+\delta_i\cdot d_i\cdot z_i\cdot j_i/h_i \tag{2}$$

式中:N_j为各省秸秆还田氮(t);δ_i为各省第i类作物产量(t);h_i为第i类作物经济系数(%);d_i为第i类作物干重比(%);r_i为第i类作物秸秆含氮率(%);z_i为第i类作物的根冠比(%);j_i为第i类作物根含氮率(%);n_i为第i类作物秸秆还田率(%),取自《全国主要农区秸秆资源台账(2021年)》,其中东北、华北、华中、华东、西南区域分别为43.0%,70.1%,60.5%,38.9%。

畜禽养殖碳排放主要来自畜禽肠胃发酵和排泄物,包括动物粪便管理N_2O排放、动物粪便管理CH_4排放和家禽肠胃发酵CH_4排放,畜禽排放因子(表3)源于参考文献[20-21]和《省级温室气体清单编制指南(试行)(2021年)》,各省采用相同排放因子,计算公式[20]为

$$N_2O_y=\sum_{i=1}^{n}(\chi_i\cdot\eta_i) \quad (3)$$

式中：N_2O_y为各省畜禽养殖N_2O排放(kg)；χ_i为各省第i类畜禽数量(头)；η_i为第i类畜禽粪便管理N_2O排放因子[kg/(头·a)]。

$$CH_{4y}=\sum_{i=1}^{n}(\chi_i\cdot\mu_i)+\sum_{i=1}^{n}(\chi_i\cdot\phi_i) \quad (4)$$

式中：CH_{4y}为各省畜禽养殖CH_4排放量(kg)；μ_i为第i类畜禽肠胃发酵CH_4排放因子[kg/(头·a)]；ϕ_i为第i类粪便管理CH_4排放因子[kg/(头·a)]。

$$CE_y=CH_{4y}\times 6.817\,5+N_2O_y\times 81.264\,6 \quad (5)$$

式中：CE_y为畜禽养殖碳排放量(kg)，各省统一取相同畜禽养殖排放因子。其中，出栏率>1的畜禽品种，饲养量采用当年出栏量进行调整；出栏率<1的畜禽品种，采用年末存栏量进行调整[22]。

表2 主要农作物系数

Table 2 Coefficients of major crops 单位:%

作物	碳吸收率	经济系数	干重比	根冠比	根或秸秆含氮比例
稻谷	41.40	48.90	85.50	12.50	0.75
小麦	48.50	43.40	87.00	16.60	0.52
玉米	47.10	43.80	86.00	17.00	0.58
谷子	45.00	38.50	83.00	16.60	0.85
高粱	45.00	39.30	87.00	18.50	0.73
豆类	45.00	42.50	86.00	13.00	1.81
薯类	42.30	66.70	45.00	5.00	1.10
棉花	45.00	38.30	83.00	20.00	0.55
花生	45.00	55.60	90.00	20.00	1.82
油菜籽	45.00	27.10	82.00	15.00	0.55
芝麻	45.00	41.70	90.00	20.00	1.31
麻类	45.00	83.00	83.00	20.00	1.31
甘蔗	45.00	75.00	83.00	0.40	0.58
甜菜	40.70	66.70	40.00	5.00	0.51
烟叶	45.00	83.00	83.00	20.00	1.44
蔬菜	45.00	83.00	15.00	25.00	0.80
水果	45.00	70.00	10.00	—	—

水稻种植是中国CH_4排放的主要来源之一[22]，碳排放系数源于《省级温室气体清单编制指南(试行(2021年))》和参考文献[20,22]，计算公式[20]为

$$CE_r=\varphi\cdot S\times 6.817\,5/100\,0 \quad (6)$$

式中：CE_r为各省水稻种植碳排放量(t)；φ为各省水稻碳排放系数(kg/hm^2)(表4)；S为各省水稻播种面积(hm^2)。

建设用地碳排放主要源于能源消耗和工业生产，本研究选取煤炭、焦炭、原油、汽油、煤油、柴油、燃料油、天然气、液化石油气和电力10种主要能源消耗及水泥生产过程作为核算对象，能源标准煤转化系数和碳排放系数源于参考文献[23-24](表5)，各省采用相同系数，计算公式[23]为

$$CE_b=\sum_{i=1}^{n}x_i\cdot\beta_i\cdot\delta_i+\sum_{i=1}^{n}\lambda\cdot\phi_i \quad (7)$$

式中：CE_b为建设用地碳排放量(t)；x_i为第i类能源消耗量(t)；β_i为第i类能源的标准煤换算系数；δ_i为第i类能源碳排放系数；λ为水泥熟料产量(t)；ϕ_i为水泥生产碳排放系数(kg/kg)，根据《省级温室气体清单编制指南(试行)(2021年)》，统一取值为0.538 kg/kg。

1.3.2 碳汇核算

耕地碳汇主要是农作物通过光合作用同化大气中的CO_2，并将其转化为碳水化合物固定在生物质中，以支持自身生长发育的过程，计算公式[22]为：

$$CS_c=\sum_{i=1}^{n}x_i\cdot\delta_i\cdot d_i\cdot h_i \quad (8)$$

式中：CS_c为碳汇量(t)；x_i为第i类作物碳吸收率(%)(表2)；δ_i为第i类作物经济产量(t)；d_i为第i类作物干重比(%)；h_i为第i类作物经济系数(%)。

林地、草地、水域和未利用地为碳汇场所，碳汇系数源于参考文献[25-26]，其取值分别为0.604 6，0.020 6，0.253 0，0.000 5 t/(hm^2·a)，各省采用相同碳汇系数，计算公式[25]为

$$CS_t=\sum_{i=1}^{4}x_i\cdot c_i \quad (9)$$

式中：CS_t为碳汇量(t)；x_i为第i类地类面积(hm^2)；c_i为第i类地类碳汇系数[t/(hm^2·a)]。

1.3.3 碳排放等级

碳排放等级参照乌英嘎等[14]和清华大学发表的《中国长期低碳发展战略与转型路径研究》综合报告[27]进行等级划分：低速增长[0，1.5%)，中速增长[1.5%，3.0%)，高速增长[3.0%，6%)，极速增长(≥6%)。

表3 畜禽养殖排放因子

Table 3 Emission factors of livestock and poultry breeding 单位:kg/(头·a)

类型	碳源因子	马	驴	骡	羊	猪	牛	家禽
粪便排泄	CH_4	1.64	0.90	0.90	0.16	3.50	8.75	0.02
肠道发酵	CH_4	18.00	10.00	10.00	5.00	1.00	59.70	0.00
粪便管理	N_2O	1.39	1.39	1.39	0.33	0.53	1.183	0.02

表 4　各省区水稻碳排放系数

Table 4　Carbon emission coefficients of rice in each province　　单位:kg/hm²

地 区	碳排放系数		
	早 稻	中季稻	双季晚稻
安徽省	1 141.93	3 493.29	1 881.63
河北省	0	1 045.12	0
河南省	0	1 216.92	0
黑龙江省	0	566.54	0
湖北省	1 193.74	3 065.74	2 658.83
湖南省	1 002.85	3 836.89	2 324.77
吉林省	0	379.74	0.00
江苏省	1 095.57	3 650.70	1 881.63
江西省	1 054.67	4 460.01	3 122.42
辽宁省	0	629.94	0
内蒙古自治区	0	608.80	0
山东省	0	1 431.68	0
四川省	446.54	1 754.14	1 261.24

表 5　能源碳排放系数

Table 5　Carbon emission coefficients of energy

类 型	标准煤换算系数	碳排放系数
煤 炭	0.714 3(kg/kg)	0.755 9(t/t)
焦 炭	0.971 4(kg/kg)	0.855 0(t/t)
原 油	1.428 6(kg/kg)	0.585 7(t/t)
汽 油	1.471 4(kg/kg)	0.553 8(t/t)
煤 油	1.471 4(kg/kg)	0.571 4(t/t)
柴 油	1.457 1(kg/kg)	0.592 1(t/t)
燃料油	1.428 6(kg/kg)	0.618 5(t/t)
天然气	1.714 3(kg/m³)	0.504 2(t/t)
液化石油气	1.228 0(kg/kg)	0.585 7(t/t)
电 力	0.122 9[kg/(kw·h)]	0.213 2(t/t)

1.3.4　LMDI模型

LMDI模型能将碳排放变化量分解成为各项选定因素的贡献,通过对比得出各项因素的贡献主次。本研究选定碳排放强度、能源消费强度、能源消费密度、土地利用经济效率、经济发展水平和人口规模6个因素,建立建设用地碳排放量LMDI分解模型,所有计算步骤均基于Excel实现,计算公式[28]为

$$CE_b=\frac{CE_b}{GDP}\times\frac{GDP}{Q}\times\frac{Q}{S}\times\frac{S}{GDP}\times\frac{GDP}{P}\times P=e\cdot q\cdot c\cdot d\cdot g\cdot p \tag{10}$$

$$\Delta C=\Delta C_e+\Delta C_q+\Delta C_c+\Delta C_d+\Delta C_g+\Delta C_p \tag{11}$$

$$\Delta C_e=\sum\frac{C_t-C_0}{\ln C_t-\ln C_0}\ln\frac{e_t}{e_0} \tag{12}$$

$$\Delta C_q=\sum\frac{C_t-C_0}{\ln C_t-\ln C_0}\ln\frac{q_t}{q_0} \tag{13}$$

$$\Delta C_c=\sum\frac{C_t-C_0}{\ln C_t-\ln C_0}\ln\frac{c_t}{c_0} \tag{14}$$

$$\Delta C_d=\sum\frac{C_t-C_0}{\ln C_t-\ln C_0}\ln\frac{d_t}{d_0} \tag{15}$$

$$\Delta C_g=\sum\frac{C_t-C_0}{\ln C_t-\ln C_0}\ln\frac{g_t}{g_0} \tag{16}$$

$$\Delta C_p==\sum\frac{C_t-C_0}{\ln C_t-\ln C_0}\ln\frac{p_t}{p_0} \tag{17}$$

各因子的贡献率为:

$$\Delta R_i=\frac{\Delta C_i}{\Delta C}\times 100\% \tag{18}$$

式中:CE_b为建设用地碳排放量(t);Q为能源消费量(t);GDP为国内生产总值(10^8元);S为建设用地面积(km^2);P为城镇人口数量(10^4人)。e,q,c,d,g,p分别为碳排放强度、能源消费强度、能源消费密度、土地利用经济效率、经济发展水平和人口规模(t和0为末期和初期)。$\Delta C_e,\Delta C_q,\Delta C_c,\Delta C_d,\Delta C_g,\Delta C_p$分别为碳排放强度、能源消费强度、能源消费密度、土地利用经济效率、经济发展水平和人口规模所导致的建设用地碳排放变化量。为保证模型的可行性,用能源消费强度Q除以单位GDP能源消费的倒数加以表征。

1.3.5　PLS回归分析

结合现有研究成果[14,29]及中国粮食主产区实际情况,耕地碳排放主要影响因素来自社会经济、资源投入和种植结构(表6)。社会经济因素包括城市化率、农业发展水平和农业财政投入。资源投入因素包括能源消耗强度、化肥施用强度、农药使用强度、农膜使用强度、机械化水平和灌溉率。种植结构因素包括农地经营规模、复种指数和农业产业结构。

PLS回归是处理多重共线性问题的有效方法之一。研究根据SPSS软件的PLS工具插件对收集数据分析。根据变量投影重要性(VIP)的大小,可确定自变量X对于因变量的解释力度,计算公式[30]为

$$VIP=\sqrt{k\sum_h^m R_d(y,t_h)w_{hj}^2\Big/R_d(y,t_h)} \tag{19}$$

式中:$R_d(y,t_h)=r^2(y,t_h)$反映变量y被主成分t_h解释时的变异精度,代表主成分t_h对变量y的解释能力;$r(y,t_h)$为y与t_h的相关系数。VIP值越大,解释意义越显著,就越重要。当VIP>1时,对因变量具有极强解释意义,为强相关指标,可分为强正相关指标与强负相关指标;当0.8<VIP<1时,为一般重要指标,对因变量具有一定解释意义;当VIP<0.8时,为不重要指标,不具有解释意义[30]。

表6 耕地碳排放影响因素指标体系

Table 6 Index system of influencing factors of cultivated land carbon emissions

类别	指标	计算原理
资源投入	能源消耗强度	柴油消耗量/农作物总播种面积
	农药施用强度	农药使用量/农作物总播种面积
	化肥施用强度	化肥使用量/农作物总播种面积
	农膜使用强度	农膜使用量/农作物总播种面积
	机械化水平	农业机械总动力/农作物总播种面积
	灌溉率	灌溉面积/农作物总播种面积
种植结构	农地经营规模	农作物总播种面积/第一产业从业人员
	复种指数	农作物总播种面积/耕地面积
	农业产业结构	种植业与畜牧业产值之和与农林牧渔总产值
社会经济	城市化率	城镇人口/总人口
	农业发展水平	农林牧渔总产值/第一产业从业人员
	农业财政投入	农林水事务支出/农林牧渔总产值

1.3.6 PLUS模型下多情景土地利用格局模拟

PLUS模型集成了基于土地扩张分析的规则挖掘方法和多类型随机种子机制的元胞自动机模型[15],可挖掘土地扩张的驱动因素并预测土地利用格局的斑块级演化。基于相关研究成果[12,31]和中国粮食主产区实际情况,从自然环境和社会经济中选取21个指标作为地类变化的主要驱动因素,自然因素包括DEM、坡度、土壤类型、年降水量、年平均气温、到河流、湖面的距离和NDVI。社会经济因素包括人口、GDP、到各级道路、机场、火车站、政府、地铁站距离和夜间灯光数据。采用PLUS软件,模拟中国粮食主产区多情景下2035年土地利用空间格局。PLUS模型主要参数包括转换矩阵、土地利用需求和领域权重。根据2000—2023年各地类扩张面积比例,确定耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地的领域权重值。用地类型转移矩阵体现了不同土地利用类型之间转换的倾向性,系统中"0"表示不允许转换,"1"表示允许转换。根据建设用地利用方式,很少恢复为原有或其他用地类型,因此设定从建设用地流出的转换方向均为"0";其余非建设用地类型之间的相互转换均为"1"。林地、草地、水域和未利用地碳汇系数沿用0.604 6,0.020 6,0.253 0和0.000 5 t/(hm^2·a),耕地与建设用地碳排放系数是基于其2000—2023年单位面积碳排放,使用Excel软件回归预测得到。基于中国粮食主产区的《国土空间规划(2021—2035年)》,本研究耕地面积以耕地保有量为约束值,水域面积以水域空间保有量为参考,林地面积以森林覆盖率目标值为下限。城镇建设用地扩展倍数设定在1.2~1.3倍,以支撑规划要求的经济总量翻番所需年均5%的增长率和单位GDP建设用地面积下降40%的目标。

为保障粮食安全和实现低碳发展,本研究构建3种发展情景:自然发展、粮食安全和碳减排情景。自然发展情景下,土地利用变化不受干预,延续历史演变趋势。粮食安全情景以保障粮食生产为核心,耕地面积设定为约束值的1.1倍,扩充部分依据2000—2023年各类用地流转为耕地的比例,从林地、草地、水域和未利用地中转化而来;建设用地扩展倍数采用1.3以支持社会经济发展需求。碳减排情景则强调减碳增汇,耕地、草地、水域和未利用地均按最低规模控制,城镇建设用地扩展倍数取1.2,其余土地全部流转为林地。

2 结果与分析

2.1 土地利用类型时空变化

为分析2000—2023年地类间流转强度,研究以4 a为间隔,量化土地利用变化并绘制了转移桑基图(图1)。该时间节点的设置旨在揭示中长期演变趋势,避免短期波动干扰。中国粮食主产区土地利用转移强度呈现先动态上升后持续下降的趋势,其中2000—2012年呈现波动上升,2012—2023年转为持续下降。2000—2012年在流出方面,耕地流出面积主要流向草地和林地,所占比例分别为39.08%与33.83%。同时,耕地是水域和建设用地新增面积的主要来源,分别占其新增面积的55.92%与82.70%。在流入方面,耕地增加面积主要来源于林地和草地,其中林地转耕比例达47.89%,草地转耕比例为42.55%,两者合计占新增耕地面积的90.44%。未利

用地减少主要为向草地的流转,该部分占未利用地减少总量的90.30%。2013年中央经济工作会议将保障国家粮食安全提升为首要任务,粮食安全首次上升为国家战略层面。严守耕地红线成为社会共识,土地流转强度特别是耕地流入强度显著上升。

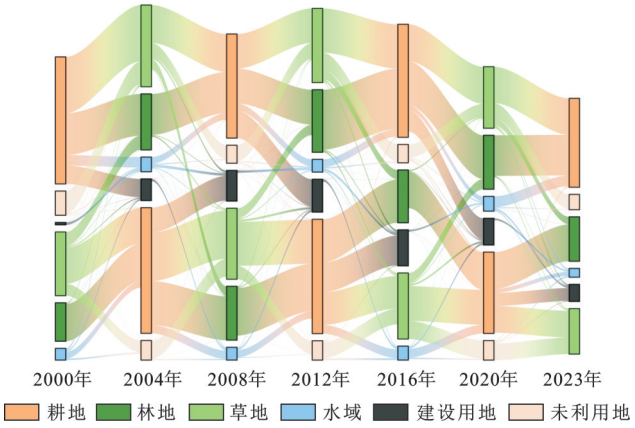

图1　中国粮食主产区2000—2023年土地利用类型转移桑基图

Fig.1　Sankey diagram of land use type transfer in China's main grain-producing areas from 2000 to 2023

2016—2020年期间耕地流出强度较2012—2016年下降6.29%;2012—2016年耕地流入强度较2008—2012年增加13.8%。2000—2023年中国粮食主产区总体呈现耕地、草地、水域和未利用地减少,建设用地和林地增加态势(图2)。其中,耕地面积总体减少5.64×10^4 km^2,仅黑龙江、湖南、吉林和江西4省实现小幅增长,合计增加8 100 km^2,其余主产区均为减少,其中山东省降幅最大,达11.62%,耕地资源流失问题严峻,对粮食安全构成挑战。林地面积整体增加1.70×10^4 km^2,其中黑龙江、江西、江苏、吉林和湖南5省为减少,合计减少1.87×10^4 km^2,其余主产区累计增加3.57×10^4 km^2。林地减增省份与耕地增减省份高度重合,揭示了生态建设与耕地保护政策的空间竞争。草地面积在所有主产区持续下降,共减少2.55×10^4 km^2,存在生态用地为农业生产让位的趋势。水域面积在黑龙江、湖南、湖北、山东和辽宁五省增长4 200 km^2,其余主产区减少5 400 km^2,水域空间异质性逐渐显著,水资源短缺的风险在部分省份加剧。建设用地面积在13个主产区均显著增加,累计增长7.79×10^4 km^2,其中四川省增长率达154.25%,快速城市化成为普遍趋势。未利用地面积除四川省外,其余主产区均呈减少态势,凸显土地利用效率整体提升。

2.2　土地利用碳源碳汇时空变化

在2000—2023年中国粮食主产区耕地碳排放在2000—2015年持续增长,后出现波动或轻微下降趋势(图3a),总体水平仍处高位,总体增幅为13.18%,农业绿色转型初见成效。同期,耕地碳汇均持续增加,总体涨幅为4.32%,其中2000—2015年左右增速较快,此后增速放缓(图3b)。黑龙江、河南和山东3省作为粮食产量最高和播种面积最大的省份,其碳汇水平居于前列。表明耕地生态系统固碳能力在不断提升,但靠种植作物实现固碳存在增长瓶颈。净耕地碳排放方面,黑龙江省作为农业大省和水稻种植大省,其耕地净碳排放在13个粮食主产区中相对较低,且在2010年成为唯一持续的耕地碳汇量大于耕地碳排放量的省份(图3c),凸显黑龙江省在耕地固碳方面的独特潜力,为其他粮食主产区提供了重要借鉴。碳排放总量方面,所有省份均持续增长,总体增幅达225.46%,2003—2011年增速最为显著(图3d),与中国经济高速增长期吻合。其中,内蒙古以830.41%的增幅居变化之首;江苏、山东、河南、河北和辽宁5省作为工业与人口大省,碳排放量较大;其余省份排放量较低。碳汇总量呈缓慢上升趋势,总体增幅为31.96%,远低于碳排放增速(图3e)。内蒙古、黑龙江、四川和河南4省区碳汇总量领先且持续增长,其余省份相对较小。所有省份净碳排放均为正且持续扩大,表明土地碳排放增量超过碳汇抵消能力,且各省碳排放与净碳排放排序基本一致(图3f),反映出当前碳汇的减排效果有限。

2000—2023年中国粮食主产区没有低速和中速增长省份,极速增长的省份有山东和内蒙古(图4a),其余省份都是高速增长型,表明中国粮食主产区随经济发展持续快速上升,普遍面临碳排放增长较快问题。耕地碳排放缓慢下降省份有四川、河南、河北、山东与江苏5省(图4b),表明其在低碳农业方面已取得一定进展。缓慢增长省份主要聚集在南方,分别为湖南、湖北、江西、安徽和吉林5省;中速增长省份有黑龙江和辽宁省;高速增长省区有内蒙古。可看出建设用地碳排放的增速远高于耕地碳排放,未来调控建设用地碳排放将是低碳发展的快速路径。在土地碳汇方面,除河南、江苏、安徽、辽宁和吉林省处于中速增长型外,其余省份均为缓慢增长型(图4c),增速普遍偏低,生态系统固碳能力尚未得到充分提升,仍有较大潜力。耕地碳汇中,内蒙古、黑龙江、吉林和辽宁4省区属于高速增长型(图4d);江苏、河南与安徽3省属中速增长型;其余省份则为缓慢增长。总体来看,耕地碳汇的增速普遍高于土地碳汇,耕地仍是实现固碳的重要场所。

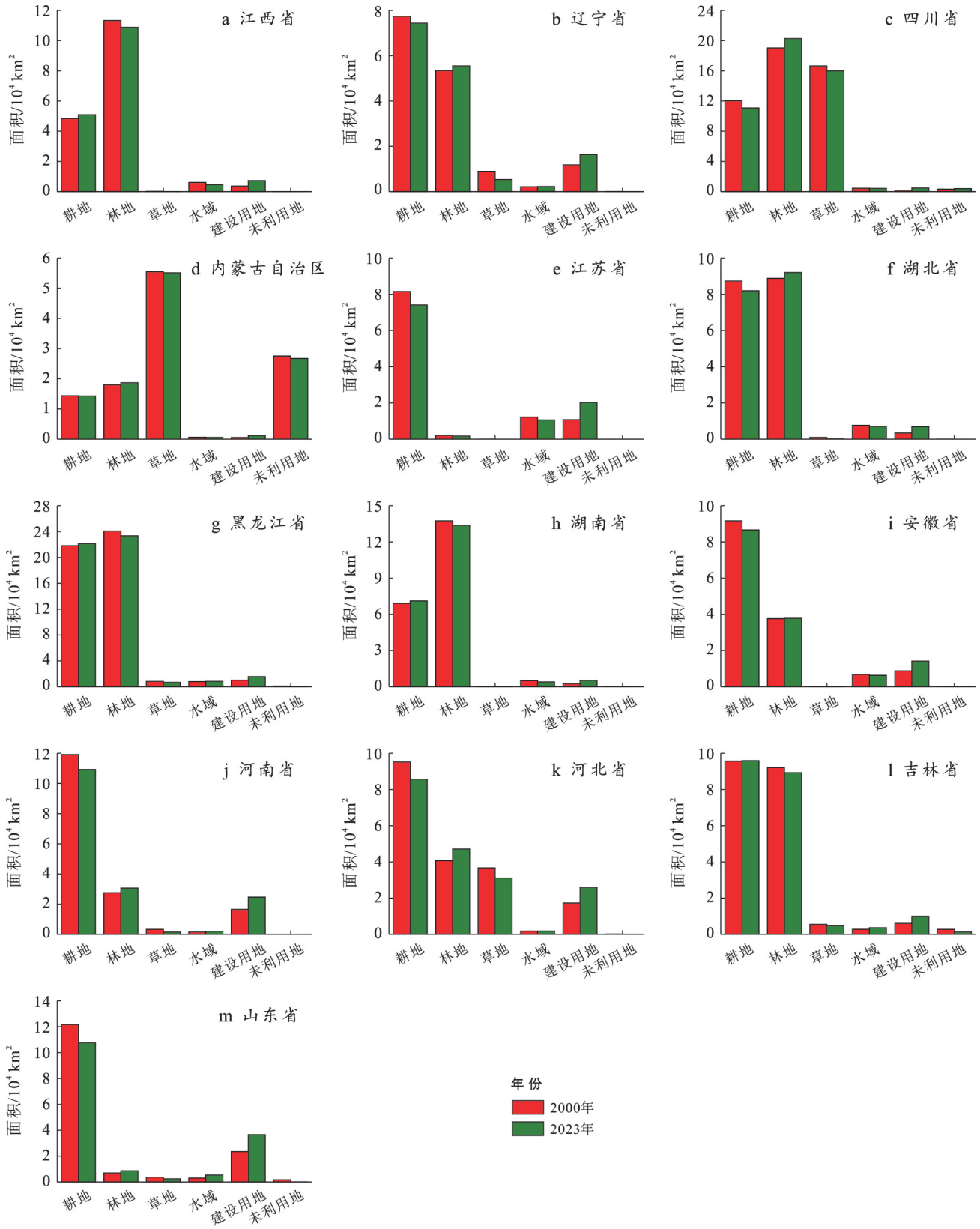

图 2 中国粮食主产区 2000—2023 年土地利用类型面积变化

Fig.2 Area changes of land use types in China's main grain-producing areas from 2000 to 2023

2.3 碳排放主要影响因素分析

经济发展水平、能源消费强度、能源消费密度及人口规模均与碳排放量正相关(图 5a),从贡献度来看,表现为:经济发展水平>能源消费强度>人口规模>能源消费密度。土地利用经济效应与碳排放强度及碳排放量负相关。贡献度方面,除河

南、四川与河北3省外,其余省份碳排放增长的首要驱动因素均为经济发展水平而非能源消费强度,表明经济增长在多数粮食主产区是碳排放增加的首要推动力。在能源消费密度与人口规模比较中,作为老工业基地的内蒙古、辽宁和黑龙江等省区,其产业优势逐步削弱,人口规模对碳排放的贡献已超过能源消费密度;其他省份正处于快速工业化与城镇化进程,贡献度则相反。碳减排方面,除四川省外,所有省份均为碳排放强度下降的抑制效应强于土地利用经济效益。

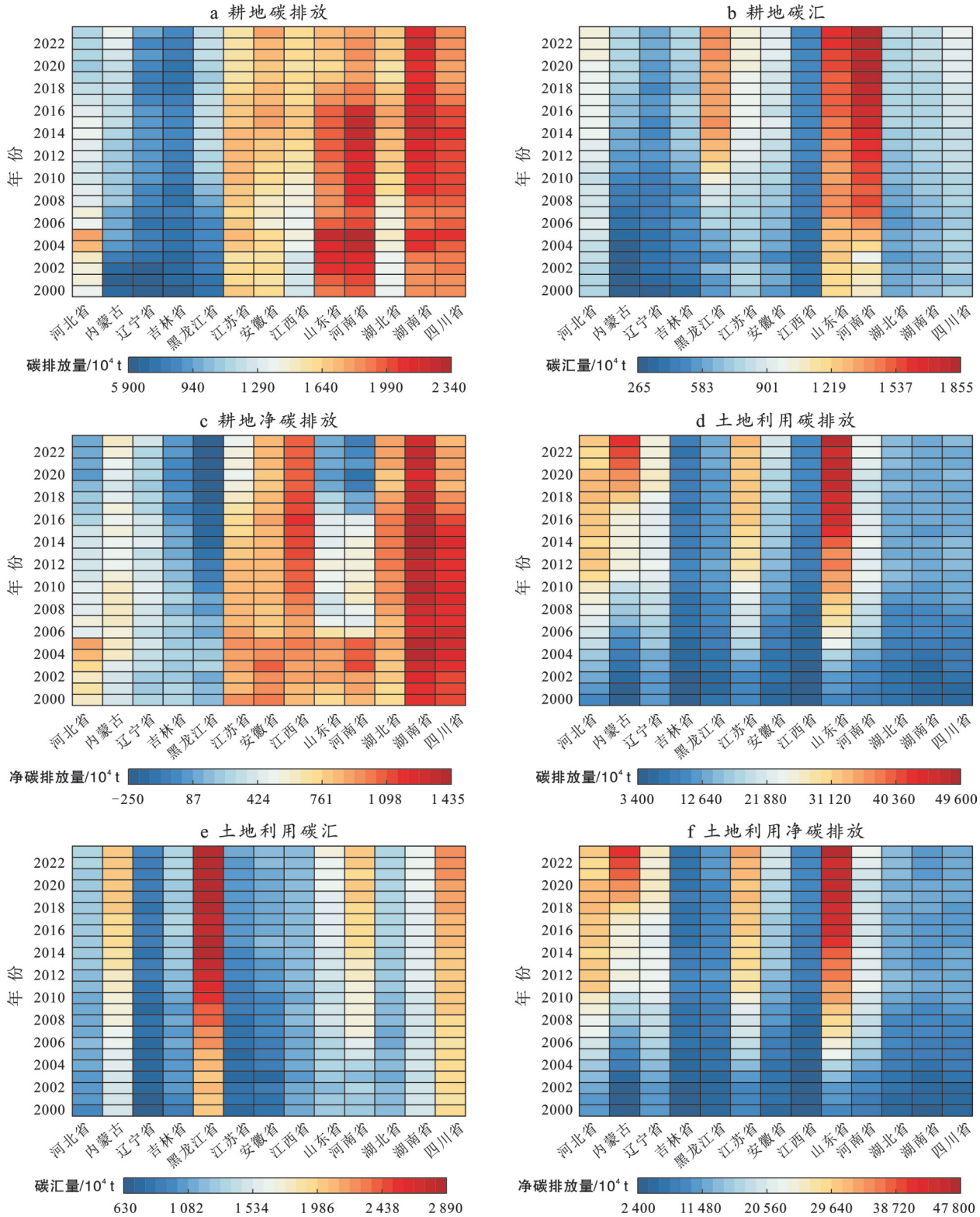

图 3　中国粮食主产区 2000—2023 年土地利用碳排放

Fig.3　Land use carbon emissions in China's main grain-producing areas from 2000 to 2023

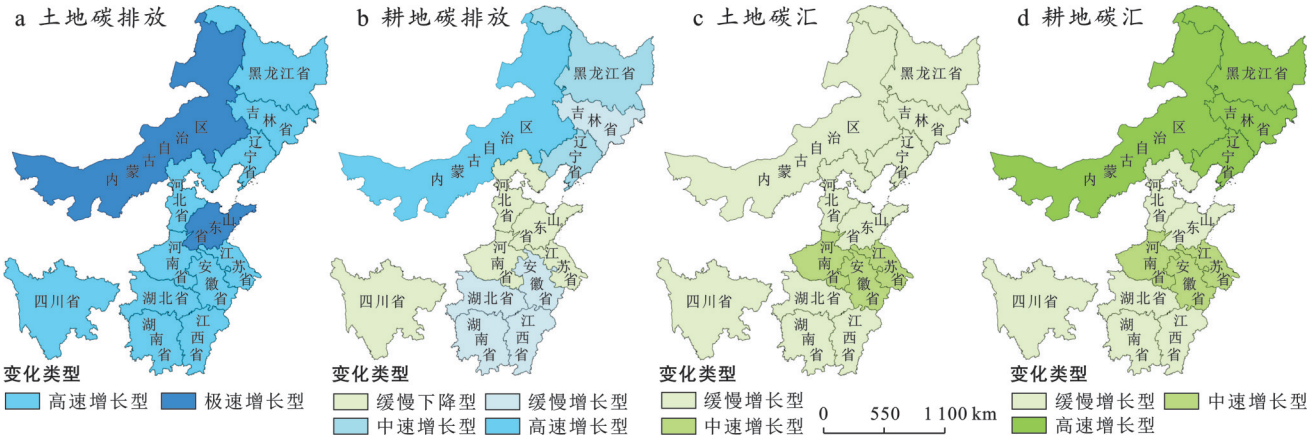

图 4 中国粮食主产区 2000—2023 年碳排放年均变化率空间分布

Fig.4 Spatial distribution of annual average change rate of carbon emissions in China's main grain-producing areas from 2000 to 2023

PLS 回归模型拟合优度均超过 85%，回归结果可靠。其中，农业资源投入要素包含的灌溉率、机械化水平、化肥施用强度、农药施用强度、农膜使用强度和能源消耗强度均为双向指标，它们既可通过增产来增加碳汇，也在投入生产过程中产生碳排放。值得关注的是，这 6 个指标在 13 个粮食主产区未呈现普遍的强负相关（图 5b 和表 7），表明部分省份农业资源投入所产生的碳排放远超过其带来的碳汇增益。随着农业发展，资源投入预计将继续增加，如何科学配置资源以实现碳汇效应最大化将成为低碳农业发展的关键。在种植结构方面，农地经营规模在强相关省份中基本呈显著负相关，说明规模经营有助于减少碳排放。复种指数在不同省份表现出明显差异，在江西和江苏两省呈现负相关，在吉林、内蒙古和辽宁 3 省区则呈现正相关，揭示出在水稻主产区中，单季稻种植模式可能更具低碳优势。农业产业结构的影响在不同省份的正负关联分布较为均衡，表明当前农业产业结构调整的减排效果尚未稳定显现，需要进一步加强政策引导。社会经济指标中，城镇化率、农业发展水平和农业财政投入在强相关省份中多表现为负相关，说明城镇化进程虽会引发部分耕地撂荒，但间接促进土地流转和规模经营产生减排效应。农业财政投入增加则有效推动农业生产从单纯追求产量向绿色质量转型。

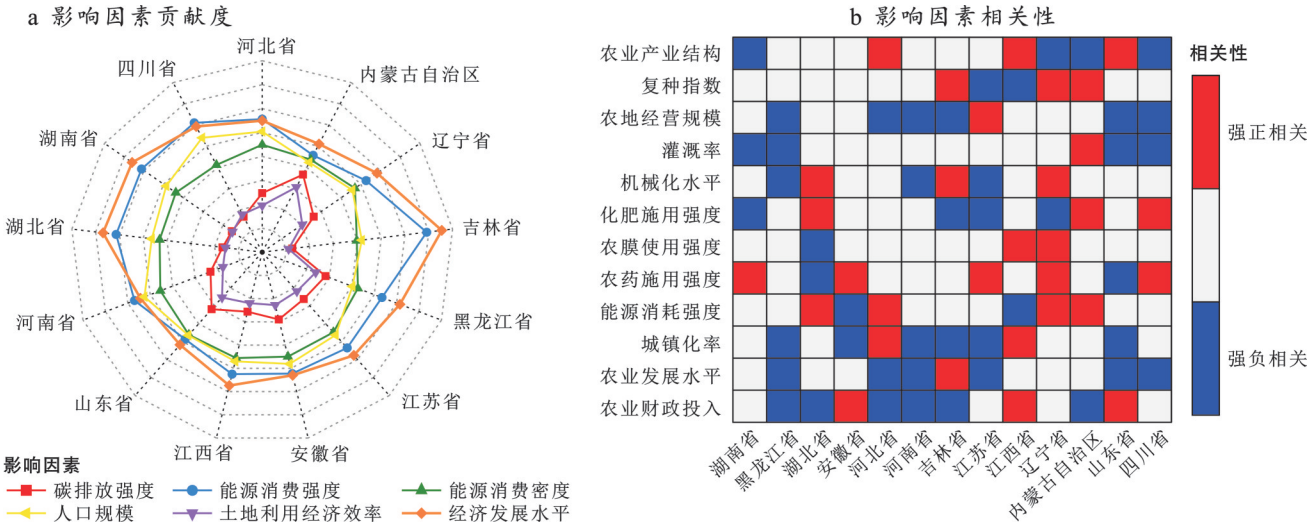

图 5 建设用地和耕地碳排放影响因素贡献度及相关性

Fig.5 Contributions and correlations of influencing factors of carbon emissions from construction land and cultivated land

2.4 未来土地利用格局与碳排放

为验证 PLUS 模型的适用性，本研究首先基于 2000 年土地利用数据及 21 个驱动因子，模拟 2023 年的土地利用格局。经与实际土地利用数据对比，13 个粮食主产区模拟结果 kappa 系数均高于 0.76，符合模型精度要求。在此基础上，利用已验证模型模拟 2035 年 3 种情景下土地利用格局，结果如图 6 所示。

表 7　农业碳排放及其影响因素的偏最小二乘回归结果

Table 7　Partial least squares regression estimation results for agricultural carbon emissions and their determinants

省 区	拟合公式	R^2
安徽省	$y=-1.02x_1+0.14x_2+0.12x_3-0.23x_4+0.45x_5+0.51x_6-0.39x_7-0.44x_8+0.81x_9-0.09x_{10}+0.20x_{11}-1.32x_{12}$	0.85
河北省	$y=0.54x_1-0.30x_2+0.14x_3-0.18x_4-0.11x_5-0.23x_6-0.29x_7+0.29x_8-0.07x_9-0.17x_{10}-0.011x_{11}+0.06x_{12}$	0.87
河南省	$y=0.63x_1+0.06x_2-0.16x_3+0.08x_4-0.02x_5+0.06x_6-0.19x_7-0.24x_8-0.25x_9-0.18x_{10}+0.34x_{11}-0.72x_{12}$	0.89
黑龙江省	$y=0.14x_1-0.06x_2-0.15x_3-0.03x_4-0.19x_5-0.27x_6-0.15x_7-0.16x_8-0.12x_9-0.16x_{10}+0.00x_{11}-0.21x_{12}$	0.92
湖北省	$y=0.08x_1-0.56x_2-0.14x_3+1.50x_4+0.31x_5-0.00x_6-0.05x_7+0.17x_8-0.54x_9+0.27x_{10}-0.33x_{11}+0.18x_{12}$	0.87
湖南省	$y=0.26x_1+1.69x_2+0.06x_3-0.86x_4-0.33x_5-0.58x_6-0.01x_7-1.20x_8-0.01x_9-0.44x_{10}+0.69x_{11}+0.00x_{12}$	0.88
吉林省	$y=0.43x_1-0.06x_2-0.22x_3-0.21x_4+0.04x_5+0.05x_6-0.32x_7-0.47x_8-0.44x_9+0.17x_{10}+0.65x_{11}-0.43x_{12}$	0.90
江苏省	$y=-0.14x_1+0.64x_2+0.24x_3-0.51x_4-1.38x_5-0.00x_6+0.24x_7-0.07x_8+0.83x_9-0.32x_{10}-0.05x_{11}-0.18x_{12}$	0.87
江西省	$y=-0.14x_1+0.14x_2+0.58x_3+0.20x_4-0.11x_5-0.06x_6+0.19x_7+0.23x_8+0.31x_9+0.14x_{10}-0.17x_{11}+0.09x_{12}$	0.89
辽宁省	$y=0.75x_1+0.09x_2+0.22x_3-0.13x_4+0.31x_5+0.08x_6+0.38x_7-0.10x_8-0.25x_9-0.04x_{10}+0.41x_{11}-0.18x_{12}$	0.93
内蒙古自治区	$y=0.65x_1-0.03x_2+0.21x_3+0.55x_4-0.04x_5+0.34x_6+0.38x_7-0.21x_8-0.85x_9-0.07x_{10}+0.43x_{11}-0.40x_{12}$	0.91
山东省	$y=0.19x_1-0.44x_2+0.37x_3-0.07x_4-0.22x_5-0.23x_6-0.15x_7+0.01x_8+0.08x_9-0.15x_{10}-0.15x_{11}-0.52x_{12}$	0.87
四川省	$y=0.44x_1+0.03x_2+0.44x_3+0.15x_4-0.05x_5-0.40x_6-0.43x_7-0.24x_8-0.56x_9-0.31x_{10}-0.04x_{11}+0.04x_{12}$	0.88

注:x_1为城镇化率;x_2为农药使用强度;x_3为农膜使用强度;x_4为化肥使用强度;x_5为机械化水平;x_6为灌溉率;x_7为农地经营规模;x_8为农业产业结构;x_9为农业财政投入;x_{10}为农业发展水平;x_{11}为复种指数;x_{12}为城镇化率。

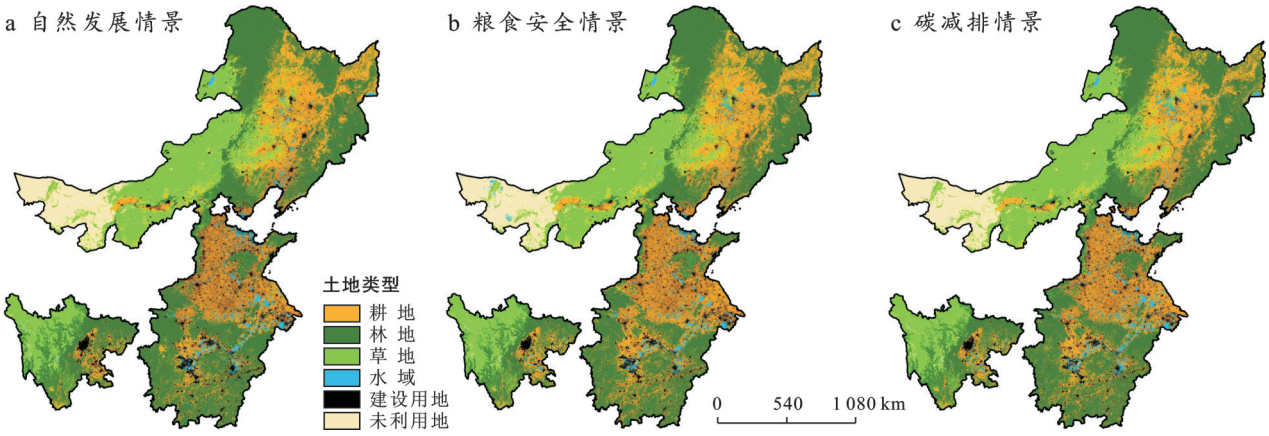

图 6　不同情景下 2035 年土地利用分布格局模拟结果

Fig.6　Simulation results of land use distribution patterns in 2035 under different scenarios

2.4.1　未来土地利用格局

耕地、林地与建设用地作为“三区三线”空间管控的核心类型,其空间格局演变直接关系区域生产、生活与生态安全。

本研究运用 ArcGIS 重心模型,核算 3 种情景下各粮食主产区地类重心(图 7),以识别未来土地利用的整体稳定性和局部地类冲突风险。①在整体稳定性方面,各省地类重心变化呈现明显区域分异,可归纳为 3 类典型区域:结构稳定型区域,河南、山东、湖北、江西、吉林与辽宁 6 省,其各类用地重心未发生显著空间位移且变化趋势高度一致,表明土地利用格局总体趋于成熟稳定,受外部政策扰动较小;局部敏感型区域,为内蒙古、江苏、四川与黑龙江 4 省区其各类用地重心移动方向保持一致,但存在个别地类的重心迁移距离显著,反映出在整体稳定的格局下,未来某种地类布局易受外部政策影响;动态调整型区域,涵盖湖南、河北与安徽三省,其各类用地重心移动方向不尽一致,表明该区域土地利用系统在未来较易发生结构性动态调整。②在局部地类冲突方面,江苏、河北、河南与山东 4 省耕地与建设用地的重心存在显著同向性,直观反映了城镇化和工业化对农业生产空间的直接线性挤压,四省作为国家粮食主产区和快速城镇化区域,其未来发展中的核心矛盾将表现为耕地保护与城乡建设扩张冲突。黑龙江、吉林、辽宁与内蒙古 4 省区建设用地重心与耕地重心则呈现相反方向移动,表现为耕地重心向未开发区域移动,而建设用地重心向既有的中心城市移动。同时内蒙古、辽宁和黑龙江 3 省林地与耕地重心方向相反,表明 3 省区将会面临耕地与林地空间分离。未来该区域矛盾将会是农业扩张与生态安全的

冲突以及城乡发展不平衡。四川、安徽、湖北、湖南和江西5省耕地、林地、草地3者的移动方向没有明显协同性，未来这些省份地类转化冲突受政策影响最为明显。

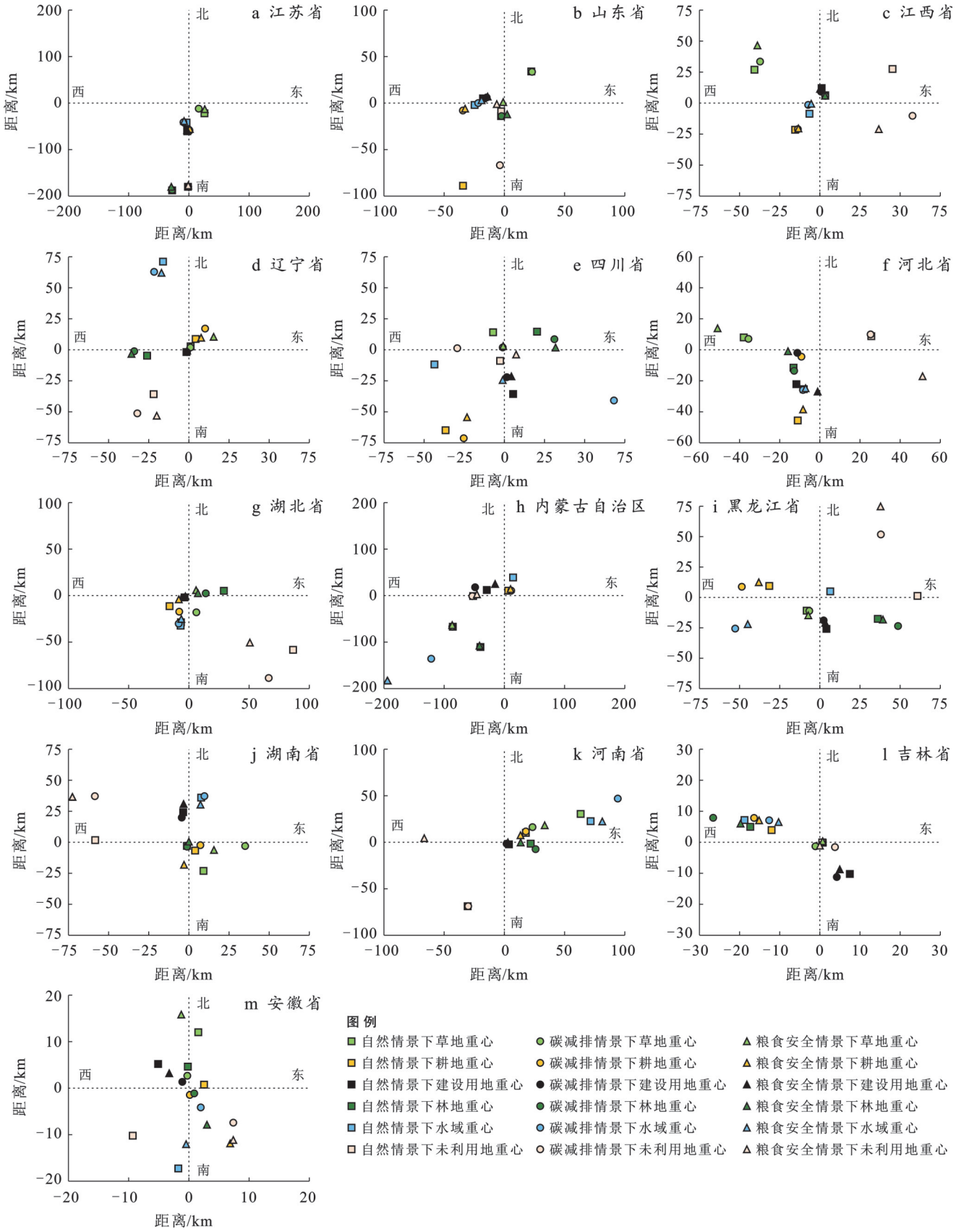

图7 2035年3种情景下地类重心变化

Fig.7 Changes in gravity centers of land use types under three scenarios in 2035

2.4.2　未来土地利用碳排放

如图 8 所示,3 种情景下的土地利用碳排放呈现显著梯度差异:自然发展情景下的排放量最高,粮食安全情景次之,碳减排情景最低,分别较 2023 年增长 44.31%,27.82% 和 20.01%。自然发展情景中,山东省碳排放总量位居首位,江苏省以 66.55% 的增幅成为碳排放增长最快的省份,河南省紧随其后,增幅达 60.08%,凸显能源与经济大省在缺乏有效政策约束下的高排放增长特征。在碳减排和粮食安全情景下,安徽、河北、河南和江苏 4 省仍表现出相对较高的碳排放增长,这主要源于江苏省作为经济大省、内蒙古自治区作为能源基地、安徽河北河南省作为工业大省,其建设用地碳排放系数在 2035 年仍将维持较高水平。值得注意的是,四川省在这两种约束情景下的土地利用碳排放量均低于 2023 年基准水平,表明其在中国粮食主产区低碳发展中处于优势地位。

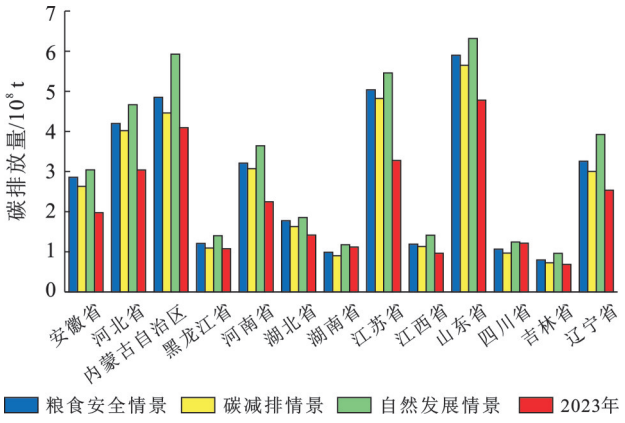

图 8　3 种情景下土地利用碳排放

Fig.8　Land use carbon emissions under three scenarios

3　讨　论

本研究基于土地利用类型直接碳排放系数,可在宏观尺度上快速核算区域土地利用碳汇。张余等[32]利用遥感数据,估算出东北 3 省 2018 年林地碳储量为 2.14×10^7 t,与本研究中 2018 年东北三省林地的直接碳排放 2.31×10^7 t 结果相近,这不仅验证了该碳核算方法的可靠性,也进一步拓展了该方法在宏观碳汇核算中的应用场景。基于 2000—2023 年单位面积耕地与建设用地碳排放的变化趋势,研究分省模拟了 2035 年两类用地的碳排放系数,结果较好地反映出中国碳排放强度“先升后降”的整体趋势,为未来土地利用碳排放核算提供了新的视角。后续开展本地化碳密度调查,可在更精细的尺度上,为国土空间优化提供更具针对性的数据支撑。

在农业领域,本研究发现 2000—2015 年耕地碳排放呈现出先期上升、后期波动或小幅回落的趋势性特征,这与朱婧等[33]的研究结论一致。该趋势表明,在农业现代化进程中,资源投入带来显著的环境负荷,而后续的波动与回落则说明减排效益尚未稳固,亟待通过资源的科学配置以最大化碳汇效应。与之相较,建设用地碳排放的驱动路径则呈现出不同的演进轨迹:在多数省份,其主导因素已由能源消费强度转变为经济发展水平。这一发现清晰勾勒了不同用地类型的碳排放驱动路径,为推进农业绿色转型与区域差异化减排提供了关键决策视角。

本研究的模拟结果显示,碳减排情景通过严格控制未来建设用地规模,相较于自然与粮食安全情景,能更有效地促进土地利用的低碳转型,该发现与武爱彬等[31]的研究结论一致,其主要原因是对建设用地增量严格管控,这为区域国土空间低碳优化路径提供了重要的量化参考,具有明确的政策指导意义。需要指出的是,本研究的模拟框架较依赖于历史趋势的外推,对未来结构性政策变革或技术突破的响应不足;同时,碳排放系数的区域异质性也可能对结果精度构成限制。未来的研究可通过引入动态政策约束机制、耦合多情景驱动数据,为国土空间治理提供更精准的决策支持。

4　结　论

(1) 2000—2023 年中国粮食主产区碳排放量呈现快速增长态势,总体增幅达 225.46%,且所有省区均处于高速或极速增长,普遍面临高碳减排压力。从碳排放结构分析,建设用地碳排放作为主要碳源,占总碳排放的 91.21%。时序特征显示,碳排放与经济发展呈现显著耦合关系,2003—2011 年经济高速增长阶段的碳排放增速最为突出。

(2) 研究期间,耕地碳汇总体涨幅为 4.32%,2000—2015 年增速较快,此后增速明显趋缓。在此期间,出现了耕地碳汇大于碳源的省份。从整体来看,中国粮食主产区碳汇主要源于耕地与林地,贡献率分别为 58.46%,39.72%。碳汇累计增长 31.96%,均处于低速和中速增长,增速显著滞后于碳排放,所有省区的净碳排放量均为正值且持续扩大,区域碳平衡压力在持续加剧。

(3) 在自然发展、粮食安全与碳减排 3 种情景下,2035 年土地利用碳排放量较 2023 年分别增长 44.31%,27.82% 和 20.01%,证实针对性政策干预的有效性。未来土地利用变化呈现显著的空间异质性。湖南、河北和安徽为“动态调整型”,内蒙古、江苏、四川和黑龙江为“局部敏感型”,其余吉林、辽宁、

山东、江西、河南和湖北这6省则属“结构稳定型”。实施与功能定位精准匹配的空间管控策略,是协同提升粮食主产区粮食安全保障能力与低碳发展水平的必然路径。

参考文献(References)

[1] Benbi D K. Carbon footprint and agricultural sustainability nexus in an intensively cultivated region of Indo-Gangetic Plains [J]. Science of the Total Environment, 2018,644:611-623.

[2] 郑欢,何斌,张文新,等.“双碳”目标下国土空间减排增汇路径研究[J].地理学报,2025,80(5):1183-1211.
Zheng Huan, He Bin, Zhang Wenxin, et al. Carbon emission reduction and carbon sink enhancement pathway for national spatial planning under the “dual carbon” goals [J]. Acta Geographica Sinica, 2025,80(5):1183-1211.

[3] 冯薇,赵荣钦,谢志祥,等.碳中和目标下土地利用碳排放效率及其时空格局:以黄河流域72个地级市为例[J].中国土地科学,2023,37(1):102-113.
Feng Wei, Zhao Rongqin, Xie Zhixiang, et al. Land use carbon emission efficiency and its spatial-temporal pattern under carbon neutral target: A case study of 72 cities in the Yellow River basin [J]. China Land Science, 2023, 37(1):102-113.

[4] Gasser T, Crepin L, Quilcaille Y, et al. Historical CO_2 emissions from land use and land cover change and their uncertainty [J]. Biogeosciences, 2020, 17(15): 4075-4101.

[5] Lai Li, Huang Xianjin, Yang Hong, et al. Carbon emissions from land-use change and management in China between 1990 and 2010 [J]. Science Advances, 2016,2(11):e1601063.

[6] 王俊博,李鑫,田继军,等.煤炭开发利用产业碳足迹计算方法及减排措施综述[J].煤炭学报,2023,48(S1):263-274.
Wang Junbo, Li Xin, Tian Jijun, et al. Summary of carbon footprint calculation methods and emission reduction measures for coal exploitation and utilization [J]. Journal of China Coal Society, 2023,48(S1):263-274.

[7] Chuai Xiaowei, Huang Xianjin, Wang Wanjing, et al. Land use, total carbon emissions change and low carbon land management in coastal Jiangsu, China [J]. Journal of Cleaner Production, 2015,103:77-86.

[8] 李波,张俊飚.基于我国农地利用方式变化的碳效应特征与空间差异研究[J].经济地理,2012,32(7):135-140.
Li Bo, Zhang Junbiao. Study on carbon effects and spatial differences based on changes in China's agricultural land use [J]. Economic Geography, 2012,32(7):135-140.

[9] 柯楠,卢新海,匡兵,等.碳中和目标下中国耕地绿色低碳利用的区域差异与影响因素[J].中国土地科学,2021,35(8):67-76.
Ke Nan, Lu Xinhai, Kuang Bing, et al. Regional differences and influencing factors of green and low-carbon utilization of cultivated land under the carbon neutrality target in China [J]. China Land Science, 2021,35(8):67-76.

[10] Wu Haoyue, Sipiläinen T, He Yu, et al. Performance of cropland low-carbon use in China: Measurement, spatiotemporal characteristics, and driving factors [J]. Science of the Total Environment, 2021,800:149552.

[11] 李姗姗,费翔,董洪光,等.基于LMDI和LEAP模型的山西省碳排放影响因素及预测[J].中国环境科学,2025,45(7):4052-4063.
Li Shanshan, Fei Xiang, Dong Hongguang, et al. Analysis of carbon emission influencing factors and forecast in Shanxi Province based on LMDI and LEAP model [J]. China Environmental Science, 2025,45(7):4052-4063.

[12] Liang Xun, Guan Qingfeng, Clarke K C, et al. Understanding the drivers of sustainable land expansion using a patch-generating land use simulation (PLUS) model: A case study in Wuhan, China [J]. Computers, Environment and Urban Systems, 2021,85:101569.

[13] 罗光强,谭芳.粮食生产效率的区域差异及其政策效应的异质性[J].农林经济管理学报,2020,19(1):34-43.
Luo Guangqiang, Tan Fang. Regional differences in grain production efficiency and heterogeneity of policy effects [J]. Journal of Agro-Forestry Economics and Management, 2020,19(1):34-43.

[14] 乌英嘎,蒲万平,董霁红.成都平原土地利用重心变化与碳核算情景模拟[J].水土保持通报,2024,44(5):392-408.
Wu Yingga, Pu Wanping, Dong Jihong. Shifts of land use gravity centers and carbon accounting scenario simulation in Chengdu Plain [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2024,44(5):392-408.

[15] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: Comparing tillage practices in the United States [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002,91(1/2/3):217-232.

[16] 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 Bo, Zhang Junbiao, Li Haipeng .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.

[17] IPCC C. Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of working group Ⅲ to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [J]. Computational Geometry, 2007,18(2):95-123.

[18] 伍芬琳,李琳,张海林,等.保护性耕作对农田生态系统净碳释放量的影响[J].生态学杂志,2007,26(12):2035-2039.
Wu Fenlin, Li Lin, Zhang Hailin, et al. Effects of conservation tillage on net carbon flux from farmland ecosystems [J]. Chinese Journal of Ecology, 2007, 26(12):2035-2039.

[19] 汤李琛,曾贤刚,陈慧,等.中国省际农作物生产碳公平及其驱动因素[J].中国环境科学,2024,44(12):7063-7078.
Tang Lichen, Zeng Xiangang, Chen Hui, et al. Carbon fairness in inter provincial crop production and its driving factors in China [J]. China Environmental Science, 2024,44(12):7063-7078.

[20] 闵继胜,胡浩.中国农业生产温室气体排放量的测算[J].中国人口·资源与环境,2012,22(7):21-27.
Min Jisheng, Hu Hao. Calculation of greenhouse gases emission from agricultural production in China [J]. China Population Resources and Environment, 2012,22(7):21-27.

[21] 田成诗,陈雨.中国省际农业碳排放测算及低碳化水平评价:基于衍生指标与TOPSIS法的运用[J].自然资源学报,2021,36(2):395-410.
Tian Chengshi, Chen Yu. China's provincial agricultural carbon emissions measurement and low carbonization level evaluation: Based on the application of derivative indicators and TOPSIS [J]. Journal of Natural Resources, 2021,36(2):395-410.

[22] 于卓卉,毛世平.中国农业净碳排放与经济增长的脱钩分析[J].中国人口·资源与环境,2022,32(11):30-42.
Yu Zhuohui, Mao Shiping. Analysis of the decoupling of China's agricultural net carbon emissions from its economic growth [J]. China Population, Resources and Environment, 2022,32(11):30-42.

[23] IPCC. IPCC 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [M]. Hayama: IGES, 2006.

[24] 国家发展和改革委员会应对气候变化司.中国温室气体清单研究:2005[M].北京:中国环境出版社,2014.
Department of Climate Change, National Development and Reform Commission. The People's Republic of China national greenhouse gas inventory [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014.

[25] Wang Gengzhe, Han Qi, De vries B. The multi-objective spatial optimization of urban land use based on low-carbon city planning [J]. Ecological Indicators, 2021, 125:107540.

[26] 苑韶峰,唐奕钰.低碳视角下长江经济带土地利用碳排放的空间分异[J].经济地理,2019,39(2):190-198.
Yuan Shaofeng, Tang Yiyu. Spatial differentiation of land use carbon emission in the Yangtze River economic belt based on low carbon perspective [J]. Economic Geography, 2019,39(2):190-198.

[27] 项目综合报告编写组.《中国长期低碳发展战略与转型路径研究》综合报告[J].中国人口·资源与环境,2020,30(11):1-25.
Project Comprehensive Report Compilation Group. Comprehensive report on *China's long-term low-carbon development strategy and pathways* [J]. China Population, Resources and Environment, 2020, 30(11):1-25.

[28] 李宝珠,刘雅洁,张少聪.基于LEAP模型的天津市多情景能源消费和碳排放预测[J].环境科学,2025,46(3):1492-1501.
Li Baozhu, Liu Yajie, Zhang Shaocong. Multi-scenario energy consumption and carbon emission prediction in Tianjin based on LEAP model [J]. Environmental Science, 2025,46(3):1492-1501.

[29] Zhang Bin, Yin Jian, Jiang Hongtao, et al. Multi-source data assessment and multi-factor analysis of urban carbon emissions: A case study of the Pearl River basin, China [J]. Urban Climate, 2023,51:101653.

[30] 陈操操,刘春兰,汪浩,等.北京市能源消费碳足迹影响因素分析:基于STIRPAT模型和偏小二乘模型[J].中国环境科学,2014,34(6):1622-1632.
Chen Caocao, Liu Chunlan, Wang Hao, et al. Examining the impact factors of energy consumption related carbon footprints using the STIRPAT model and PLS model in Beijing [J]. China Environmental Science, 2014,34(6):1622-1632.

[31] 武爱彬,赵艳霞,郭小平,等.碳中和目标下河北省土地利用碳排放格局演变与多情景模拟[J].农业工程学报,2023,39(14):261-270,293.
Wu Aibin, Zhao Yanxia, Guo Xiaoping, et al. Evolution and multi scenario simulation of land use carbon emission pattern in Hebei Province under carbon neutral target [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2023,39(14):261-270,293.

[32] 张余,姜博,赵映慧,等.东北地区城市土地利用碳排放效应研究[J].环境科学与技术,2022,45(7):209-217.
Zhang Yu, Jiang Bo, Zhao Yinghui, et al. Study on carbon emission effect of urban land use in northeast China based on land use change [J]. Environmental Science & Technology, 2022,45(7):209-217.

[33] 朱婧,何婧.中国粮食主产区农业源温室气体排放核算、时空特征与脱钩水平[J].中国人口·资源与环境,2025,35(8):76-91.
Zhu Jing, He Jing. Accounting, spatiotemporal characteristics, and decoupling levels of agricultural greenhouse gas emissions in China's main grain-producing areas [J]. China Population, Resources and Environment, 2025,35(8):76-91.