

“双碳”目标下中国耕地利用生态效率的区域差异、动态演进及收敛性

李继霞,王华春,樊聘琳



(北京师范大学政府管理学院,北京 100875)

摘要 科学测度和分析“双碳”目标下中国耕地利用生态效率对实现耕地可持续利用、农业农村高质量发展具有重要参考价值。从耕地利用生态效率内涵出发,基于碳汇、碳排放和面源污染视角构建中国耕地利用生态效率评价指标体系,运用包含非期望产出的混合超效率 SBM-DEA 模型、Dagum 基尼系数、Kernel 密度估计、空间收敛模型等方法分析 2001—2020 年中国耕地利用生态效率的时空分异、区域差异、动态演进及收敛性。结果表明:①中国省级耕地利用生态效率整体较高,但呈现下降趋势,三大粮食功能区耕地利用生态效率整体呈现“粮食主销区>粮食产销平衡区>粮食主产区”的区域分布格局。②区域间差异和区域内差异是中国耕地利用生态效率的区域差异主要来源,粮食主产区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率区域内基尼系数超过全国总体基尼系数。③除粮食主产区外,全国及其他粮食功能区耕地利用生态效率均存在一定程度的两极或多级分化现象。④除粮食主产区存在发散特征外,全国、粮食主销区和粮食产销平衡区均存在不同程度的 σ 收敛、绝对 β 收敛和条件 β 收敛。此外,经济发展水平、科技进步状况、城镇化率等对不同粮食功能区耕地利用生态效率的影响具有显著异质性。

关键词 “双碳”目标; 耕地利用; 生态效率; 区域差异; 动态演进; 收敛性

中图分类号:F301.2 **文献标识码:**A **文章编号:**1008-3456(2023)05-0167-15

DOI 编码:10.13300/j.cnki.hnwkxb.2023.05.016

耕地持续高强度利用保证了中国以占世界 7.61% 的耕地养活了世界 22.15% 的人口^[1-2],用现代化生产要素开展集约化生产是提高农业产出的关键,但化肥、农药等农资在为农业增产贡献力量的同时,也成为农业面源污染和温室气体排放的“祸首”之一^[3]。《2020 年中国生态环境状况公报》显示,农业源总氮排放量、农业源化学需氧量排放量及农业源总磷排放量的全国占比分别高达 49.3%、62.1% 及 73.2%^[1]。党的二十大报告将提升生态系统碳汇能力作为新时代实现新发展理念的重要举措。耕地作为农业生产的基本要素,不仅是碳排放主体,更是固碳的重要单元^[4]。2022 年,中央一号文件指出,加强农业面源污染综合治理,深入推进农业投入品减量化,研发应用减碳增汇型农业技术。中共中央、国务院发布的《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》中也将加快推进农业绿色发展,促进农业固碳增效作为实现“双碳”目标的重要举措。因此,“双碳”目标下,如何实现耕地利用的低碳化和绿色化成为当前亟待解决的关键问题,对实现我国耕地的可持续利用、农业农村高质量发展具有重要参考价值。

作为传统的农业大国,“三农”问题一直是中国社会各界关注的焦点,耕地作为农业生产载体,便自然进入学者视野,成为“三农”研究的一个重点领域。早期研究主要从耕地面积变化情况出发^[5-6],探究耕地面积变化与人口、经济、城镇化等经济社会因素的关系^[7-8]。随着城镇化进程加快,耕地资源

收稿日期:2022-11-04

基金项目:国家社会科学基金后期资助项目“财政竞争与环境污染治理研究”(18FGL005)。

① 数据来源于 2020 年《中国生态环境统计年报》。

大幅缩减,提升耕地利用效率便成为学者们关注的焦点,研究初始主要采用简单的比率方法,利用单位耕地或播种面积的农业总产值这一单一指标衡量土地利用效率^[9]。但耕地利用效率实际是一个多投入、多产出的过程,采用单一指标衡量土地利用效率存在一定偏差。在此背景下,一些学者则应用因子分析、随机前沿和数据包络分析等适合多投入、多产出方法来测度耕地利用效率^[10-14],进一步修正了单一指标的测度结果。随着绿色发展和“内涵式”发展诉求提升,生态效率理念被引入耕地利用之中,耕地利用效率提升不仅取决于投入的减少和产量的增加,还要求对环境友好。学者在测度耕地利用效率时开始将面源污染作为非期望产出纳入评价指标体系^[15];刘蒙罢等则将碳排放作为非期望产出纳入耕地利用生态效率^[16];封永刚等又进一步从面源污染和碳排放双重视角考虑耕地利用效率^[17-21],但若只考虑农业面源污染或碳排放等非期望产出,而忽视粮食作物的固碳效应,会导致耕地利用生态效率被低估^[4]。同时,耕地利用过程中除了产出人们需要的粮食等期望产品外,还会由于农业、化肥及农膜等要素的投入,形成面源污染、二氧化碳等非期望产出,且这些非期望产出往往与生产投入和期望产出不可分离,减少非期望产出,不可避免地损害期望产出。如耕地利用投入要素中的农药、化肥等要素不仅会带来粮食产量的增加,也导致农业面源污染等非期望产出出现,若均将其看成完全可分离的投入或产出会导致实证结果有偏^[22]。此外,当前有关耕地利用生态效率的研究多聚焦于测度其时空分布特征及影响因素,较少有研究进一步探究其区域差异、动态演进及收敛性特征。

综上,本文首先基于“双碳”视角,从耕地利用效率的内涵出发,构建了包含农业面源污染、碳排放和固碳的耕地利用生态效率评估指标体系。其次,采用了将投入和产出指标分为可分离和不可分离两类的包含非期望产出的混合超效率 SBM—DEA 模型,测度中国省级耕地利用生态效率并探究其时空分布特征。最后,运用 Dagum 基尼系数、Kernel 核密度函数和空间计量模型更为系统和深入地探究中国省级耕地利用生态效率的区域差异、动态演进和空间收敛性特征。

一、评估框架

1. 耕地利用生态效率的内涵

生态效率“eco—efficiency”由英文单词 economy(经济学)、ecology(生态学)和 efficiency(效率、效益)组合而成,集中体现了经济发展、生态保护和资源利用三者的关系^[23]。生态效率最早由 Schaltegger 等在 1990 年解释“可持续发展的商业纽带”时提出^[24],后主要指企业等经济行为体在提供商品和服务时,提高资源利用效率,减少环境污染,世界可持续发展工商理事会(WBCSD)将生态效率外延进一步扩大到整个人类社会,强调产出最大化的同时,尽量减少资源消耗和环境污染,因此,生态效率涵盖了资源、社会经济发展和环境系统^[25-26]。综上,本文将耕地利用生态效率定义为:在各类生产资源投入一定的情况下,耕地能产生最大化的经济社会效益,同时环境污染程度最小化(见图 1)。具体而言,耕地利用生态效率有两个焦点:一方面,通过劳动力、土地和技术(机械、农药、化肥、薄膜)等要素投入,使得期望产出(农业总产值、粮食总产量及粮食碳汇总量)最大化;另一方面,在最终产品中非期望产出(农业面源污染和碳排放总量)最小化。耕地利用生态效率的最终目标是实现“资源系统—环境系统—经济社会系统”的协调发展^[2,27]。

2. 研究方法

(1) 包含非期望产出的混合超效率 SBM—DEA 模型。耕地利用过程中除了产出人们需要的粮食等期望产品外,还会由于农业、化肥及农膜等要素的使用,形成面源污染、二氧化碳等非期望产品。Tone 于 2001 年首次提出了一种将松弛变量纳进目标函数的非径向和非角度 SBM 模型^[28],该模型既避免了传统 DEA 模型未考虑投入变量的松弛问题,又有效解决了包含非期望产出的效率评价问题,成为评价生态效率的常用模型。但由于农药、化肥、农膜等要素的投入既使得粮食产量有所增加,又导致面源污染等非期望产出增加,减少农药、化肥等要素的使用会使非期望产出减少,也使得期望产

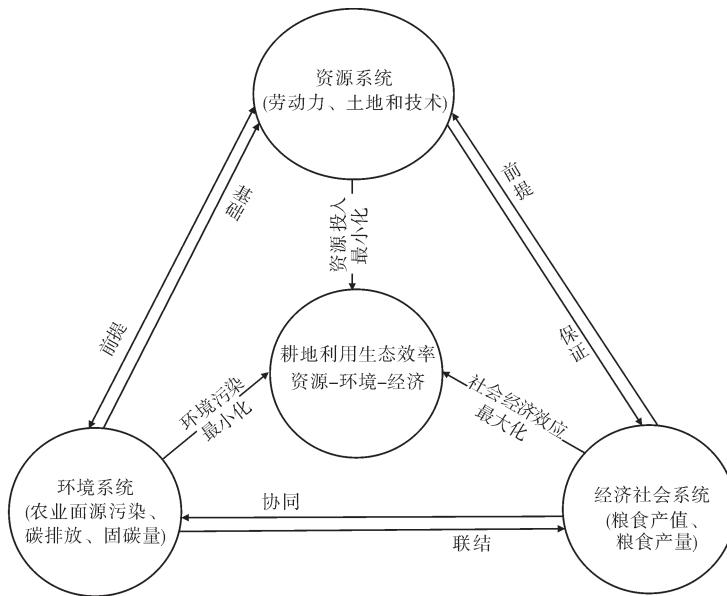


图1 耕地利用生态效率内涵

出降低。基于此, Tone改进了传统的SBM模型,提出包含可分离变量和不可分离变量的混合SBM-DEA模型^[29],表达式如下:

$$\rho^* = \min \frac{1 - \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m_1} S_i^S - \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m_2} S_i^{NS} - \frac{m_2}{m} (1 - \alpha)}{1 + \frac{1}{S} \left[\sum_{r=1}^{S_{11}} \frac{S_r^S}{y_{r0}^S} + \sum_{r=1}^{S_{12}} \frac{S_r^{NSg}}{y_{r0}^{NSg}} + \sum_{r=1}^{S_{21}} \frac{S_r^{Sb}}{y_{r0}^{Sb}} + \sum_{r=1}^{S_{22}} \frac{S_r^{NSb}}{y_{r0}^{NSb}} + (S_{12} + S_{22})(1 - \alpha) \right]} \quad (1)$$

$$\text{s.t.} \left\{ \begin{array}{l} x_0^S = X^S \lambda + S^S \\ \alpha x_0^{NS} = X^{NS} \lambda + S^{NS} \\ y_0^S = Y^S - S^S \\ \alpha y_0^{NSg} \leq Y^{NSg} \lambda \\ \alpha y_0^{NSb} = Y^{NSb} \lambda + S^{NSb} \\ \sum_{r=1}^{S_{11}} (y_{r0}^S + S_r^S) + \alpha \sum_{r=1}^{S_{12}} y_{r0}^{NSg} = \sum_{r=1}^{S_{11}} y_{r0}^S + \alpha \sum_{r=1}^{S_{12}} y_{r0}^{NSg} \\ \frac{S_r^S}{y_{r0}^S} \leq U (\forall r) \\ S^S, S^{NS}, S^S, S^{NSg}, S^{NSb}, \lambda \geq 0, 0 \leq \alpha \leq 1 \end{array} \right. \quad (2)$$

在式(1)和(2)中: ρ^* 为要测度的耕地利用生态效率值,其取值范围为0~1; m_1, m_2 分别代表可分离和不可分离投入变量的个数, m 代表总投入变量的个数,且 $m_1 + m_2 = m$; S_{11}, S_{12} 分别表示可分离和不可分离期望产出变量的个数, S_{21}, S_{22} 分别表示可分离和不可分离非期望产出变量, S 表示总产出变量的个数,且 $S_{11} + S_{12} + S_{21} + S_{22} = S$; S^S, S^{NS} 分别表示可分离和不可分离投入的松弛变量, S^S, S^{NSg} 分别表示可分离和不可分离期望产出的松弛变量, S^{Sb}, S^{NSb} 分别表示可分离和不可分离非期望产出的松弛变量; α 径向效率值, $1 - \alpha$ 径向无效率, λ 为权重系数。当 $\rho^* = 1$ 时,表示耕地利用生态效率完全有效,此时 $S^S, S^{NS}, S^S, S^{NSg}, S^{Sb}, S^{NSb}$ 均为0;当 $\rho^* < 1$ 时,表示耕地利用生态效率发生效率损失,需要通过优化 $S^S, S^{NS}, S^S, S^{NSg}, S^{Sb}, S^{NSb}$ 改善耕地利用生态效率。为了进一步解决有效评价单元之间无法进一步排名的问题,本文在包含非期望产出混合SBM模型的基础上,进一步引入超效率模型。

(2)Dagum基尼系数。Dagum基尼系数改进泰尔指数和经典基尼系数在测度区域差异是严格假

设(各组样本之前不存在交叉),将整体差异分解为组内差异、组间净差异及组间超变密度三个部分^[30],成为当前测度区域差异的主流方法,公式如下:

$$G = \frac{\sum_{j=1}^k \sum_{h=1}^k \sum_{i=1}^{n_j} \sum_{r=1}^{n_h} |y_{ji} - y_{hr}|}{2n_j^2 \bar{y}} \quad (3)$$

式(3)中,G为中国省级耕地利用生态效率的总体基尼系数, y_{ji} 和 y_{hr} 分别表示 j 区域内第*i*个省份和区域*h*内第*r*个省份的耕地利用生态效率, \bar{y} 表示区域耕地利用生态效率的均值,*n*和*k*分别表示省份数和区域数, n_j 和 n_h 分别表示区域*j*和区域*h*内省份的个数。此外,中国省级耕地利用生态效率的总体基尼系数G可以进一步分解成区域内差异贡献 G_w 、区域间净值差异贡献 G_{nb} 和超变密度贡献 G_t 三部分,且 $G = G_w + G_{nb} + G_t$,具体计算公式参见Dagum等的研究。

(3)Kernel密度估计。Kernel密度估计是一种用连续的密度曲线刻画变量分布形态的非参数估计方法。主要利用曲线的分布位置、曲线波峰的高度与宽度、波峰数量及分布延展性来反映中国耕地利用生态效率的高低、集聚程度、极化程度及差异程度^[31]。应用Kernel密度估计探究中国省级耕地利用生态效率分布特征和地区绝对差异,能够补充完善Dagum基尼系数测度的相对差异。假设 $f(x)$ 是中国耕地利用生态*x*的密度函数,公式如下:

$$f(x) = \frac{1}{Nh} \sum_{i=1}^n K\left(\frac{X_i - \bar{x}}{h}\right) \quad (4)$$

式(4)中,*N*为区域省份数量, $K(x)$ 是核函数, X_i 为独立分布观测值, \bar{x} 为均值,*h*为宽带,带宽越窄,精确度越高。本文选择最常用的高斯核函数估计中国省级耕地利用生态效率的动态分布状况。

(4)收敛模型。为了进一步考察中国耕地利用生态效率区域差异的演变特征,本文采用 σ 收敛和 β 收敛两类方法从存量和增量两个角度加以检验。

σ 收敛是指各省耕地利用生态效率的离差随时间推移而不断降低的趋势,通常采用变异系数刻画 σ 收敛的状况,公式如下:

$$\sigma = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n_j} (ECLU_{ij} - \overline{ECLU}_{ij}) / n_j}}{\overline{ECLU}_{ij}} \quad (5)$$

式(5)中, $ECLU_{ij}$ (Eco-efficiency of Cultivated Land Utilization)表示区域*j*内*i*省的耕地利用生态效率, \overline{ECLU}_{ij} 表示区域*j*耕地利用生态效率均值,*n_j*表示区域*j*内省份数量。

β 收敛是指随时间演进,耕地利用生态效率低的省份增长率会逐渐赶上高效省份,两者之间差距缩小并趋于一致。 β 收敛可分为绝对 β 收敛和条件 β 收敛两类。绝对 β 收敛是指排除各类经济社会因素对耕地利用生态效率具有重要影响的前提下,判断其是否具有收敛趋势;条件 β 收敛则为控制一系列重要经济社会影响因素后,判断耕地利用生态效率是否具有收敛特征。同时,考虑到耕地利用生态效率可能存在空间溢出效应,传统OLS估计会存在偏差,本文采用 β 收敛的空间计量模型,常用的空间计量模型主要包括空间滞后模型(SAR)、空间误差模型(SEM)和空间杜宾模型(SDM),具体类型选择参见Elhorst^[32]。绝对 β 收敛公式如下:

$$\text{OLS: } \ln\left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}}\right) = \alpha + \beta \ln ECLU_{it} + \mu_i + \eta_t + \epsilon_{it} \quad (6)$$

$$\text{SAR: } \ln\left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}}\right) = \alpha + \beta \ln ECLU_{it} + \rho \sum_{j=1}^n w_{ij} \ln\left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}}\right) + \mu_i + \eta_t + \epsilon_{it} \quad (7)$$

$$\text{SEM: } \ln\left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}}\right) = \alpha + \beta \ln ECLU_{it} + \mu_i + \eta_t + u_{it} u_{it} = \lambda \sum_{j=1}^n w_{ij} \ln\left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}}\right) \quad (8)$$

$$\text{SDM: } \ln\left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}}\right) = \alpha + \beta \ln ECLU_{it} + \rho \sum_{j=1}^n w_{ij} \ln\left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}}\right)$$

$$+ \gamma \sum_{j=1}^n w_{ij} \ln \left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}} \right) + \mu_i + \eta_t + \varepsilon_{it} \quad (9)$$

式(6)~(9)中, $ECLU_{i,t+1}$ 表示第 i 个省份在 $t+1$ 期的耕地利用生态效率, $ECLU_{i,t}$ 表示第 i 个省份在 t 期的耕地利用生态效率, $\ln \left(\frac{ECLU_{i,t+1}}{ECLU_{i,t}} \right)$ 表示第 i 个省份耕地利用生态效率在 $t+1$ 期的增长率。 β 为收敛系数, $\beta < 0$ 则说明耕地利用生态效率具有收敛趋势, 反之则存在发散趋势, 收敛速度为 $-\ln(1 - |\beta|)/T$ 。 ρ 为空间滞后系数, λ 为空间误差系数, γ 为自变量空间自相关系数, w 、 μ_i 、 η_t 和 ε_{it} 分别表示空间权重矩阵、地区效应、时间效应和随机扰动项。

条件 β 收敛就是在绝对 β 收敛的基础上加上一系列控制变量, 参考已有研究成果, 本文所选的控制变量具体为: 经济发展水平(EDL), 以农村居民家庭人均可支配收入(元)衡量; 科技进步状况(STP), 用万人专利申请量(件/万人)表示; 城镇化率(UR), 以城镇人口占总人口的比重衡量; 财政支农力度(FSA), 用农林水财政预算支出占一般财政预算支出比重表示; 农业受灾状况(ADS), 以农作物受灾面积占农作物播种面积的比重衡量; 农业灌溉指数(AII), 用有效灌溉面积与耕地面积的比值表示; 农业复耕指数(ARI), 以耕地面积与农作物播种面积的比值衡量。

3. 评价指标体系

本文从“碳达峰和碳中和”视角出发, 基于耕地利用生态效率的内涵, 参考柯楠等的研究成果^[16-17, 21], 构建了如下指标体系, 具体见表1。

从投入指标看, 本文选择劳动力、土地、灌溉等7个主要因素作为耕地利用生态效率测算的投入变量, 并按照其是否在促进粮食增产的同时带来农业面源污染的非期望产出, 将其分为可分离投入变量和不可分离投入变量两类。其中, 可分离投入变量为农业从业人员、农作物播种面积及有效灌溉面积3个; 不可分离投入变量为农业机械总动力、农药施用量、化肥施用量(折纯量)及农用地膜量4个。从产出指标看, 本文选择经济、社会、环境等5个主要因素作为耕地利用生态效率测算的产出变量。由于耕地利用过程中不仅会产生粮食等期望产出, 还会因农药、化肥的使用而产生农业面源污染等非期望产出, 因此, 总体将产出变量分为期望产出和非期望产出两类, 其中, 期望产出和可分离产出一致, 主要为农业总产值、粮食总产量及碳汇总量; 非期望产出和不可分离产出一致, 主要为农药、化肥、农膜等氮磷综合污染物排放总量及碳排放总量, 均采用熵值法进行多指标综合计算得出。农业面源污染相关系数及计算主要参考陈敏鹏等的研究成果^[33-34]; 耕地利用碳排放量的相关系数及计算主要参考李波等的研究成果^[35-36]。耕地利用过程中, 除了产生温室气体——二氧化碳外, 也可通过农作物的光合作用吸收大量二氧化碳, 一定程度上起到净化空气的作用, 耕地利用过程中的净碳效应也即碳汇效应。耕地利用碳汇的计算主要参考陈丽, 田云等的研究^[37-38]。

表1 耕地利用生态效率评价指标体系

指标类型	变量性质	变量	变量说明
投入	可分离	劳动力	第一产业从业人员×(农业产值/农林牧渔总产值)/万人
		土地	农作物播种面积/万公顷
		灌溉	有效灌溉面积/万公顷
	不可分离	机械	农业机械总动力/万千瓦
		农药	农药施用量/万吨
		化肥	化肥施用量(折纯量)/万吨
期望产出	可分离	农膜	农用地膜施用量/万吨
		经济	农业总产值/亿元
	社会	社会	粮食总产量/万吨
		环境	碳汇总量/万吨
非期望产出	不可分离	污染排放	农药、化肥、农膜等氮磷综合污染物排放总量/万吨
		碳排放	农药、化肥、农膜等碳排放总量/万吨

4. 数据来源与预处理

本文的样本为 2001—2020 年中国 31 个省(直辖市、自治区)数据(香港、澳门和台湾暂未纳入评估样本)。根据中央人民政府于 2009 年发布的《全国新增 1000 亿斤粮食生产能力规划(2009—2020 年)》将其划分为粮食主产区、粮食主销区和粮食产销平衡区三大粮食功能区^①。本文涉及的观测期内指标数据来源于 2000—2021 年《中国农村统计年鉴》《中国统计年鉴》及各省份统计年鉴和统计公报等资料,其中,个别年份、个别省份缺失数据采用线性函数法(TREND 函数)进行补齐处理。此外,文中涉及的货币型数据均以 1978 年为基期,利用相应价格指数进行了不变价处理。

二、中国耕地利用生态效率的时空特征

运用包含非期望产出的混合超效率 SBM—DEA 模型测算 2001—2020 年中国 31 个省份耕地利用生态效率及其分解状况。其中,综合技术效率等于纯技术效率与规模效率的乘积。

1. 时间演变

从综合技术效率看,中国省级耕地利用生态效率整体较高,但出现下降趋势。2001—2020 年的中国耕地利用生态效率介于 0.947 到 1.003 之间,耕地资源得到有效利用,整体效率水平较高。但值得关注的是耕地利用生态效率整体呈现波动下降趋势,由 2001 年的 1.003 下降到 2020 年的 0.991,下降了 0.012,年均降速 0.059%。具体而言:2001—2009 年这 9 年间耕地利用生态效率水平整体波动性较大,主要是由于受 2002 年的旱灾、2006 年的暴雨和 2008 年的南方雪灾等自然灾害影响,粮食产量急剧减少,整体效率出现较大幅度下降;2009—2017 年出现整体稳步下降趋势;2017—2020 年呈现稳步上升趋势(见图 2)。

从效率分解看,中国省级耕地利用生态效率的纯技术效率高于规模效率,且二者变化趋势不同。一方面,2001—2020 年中国耕地利用生态效率的纯技术效率均到达了 1.035 的有效水平,这与农药、化肥及选种技术的不断进步密切相关;反观规模效率,2001—2020 年均未达到有效水平,整体效率水平平均低于 0.95;另一方面,纯技术效率 20 年间增长了 0.018,年均增速 0.085%,而规模效率 20 年间“不升反降”,下降了 0.027,年均降速 0.143%,降幅超过纯技术效率增幅,这说明中国耕地利用相关资源由于管理等原因,出现了配置不当、资源冗余的情况。

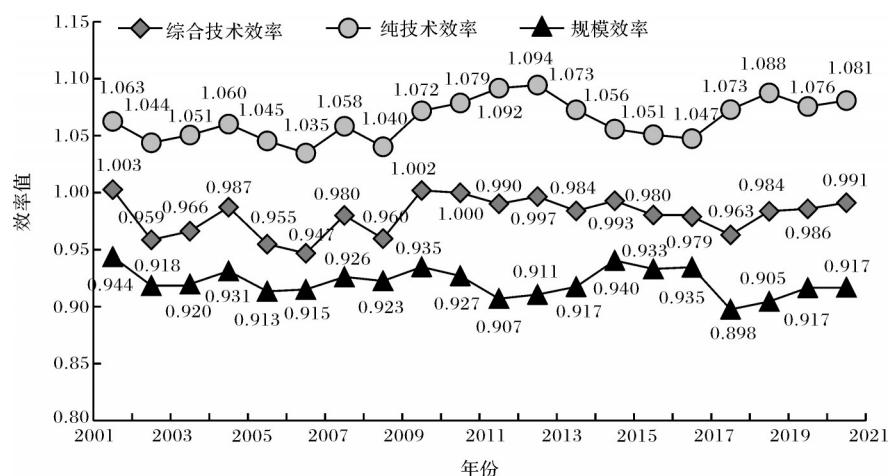


图 2 2001—2020 年耕地利用生态效率及其分解的时间演变

2. 空间分布

为了探究中国耕地利用生态效率空间分布状况,一方面,探究三大粮食功能区的耕地利用生态

^① 粮食主产区:黑龙江、辽宁、吉林、内蒙古、河北、江苏、安徽、江西、山东、河南、湖北、湖南、四川(13 省);粮食主销区:北京、天津、上海、浙江、福建、广东、海南(7 省);粮食产销平衡区:山西、广西、重庆、贵州、云南、西藏、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆(11 省)。

效率及其分解状况(图3);另一方面,利用ArcGIS的自然断点法和相等间隔原则将耕地利用生态效率分为无效(<0.8)、弱无效([0.8,0.9])、弱有效([0.9,1])和有效(≥ 1)四个等级,并选择2001、2010、2015和2020年4个年份对各省份耕地利用生态效率进行可视化分析(图4)。

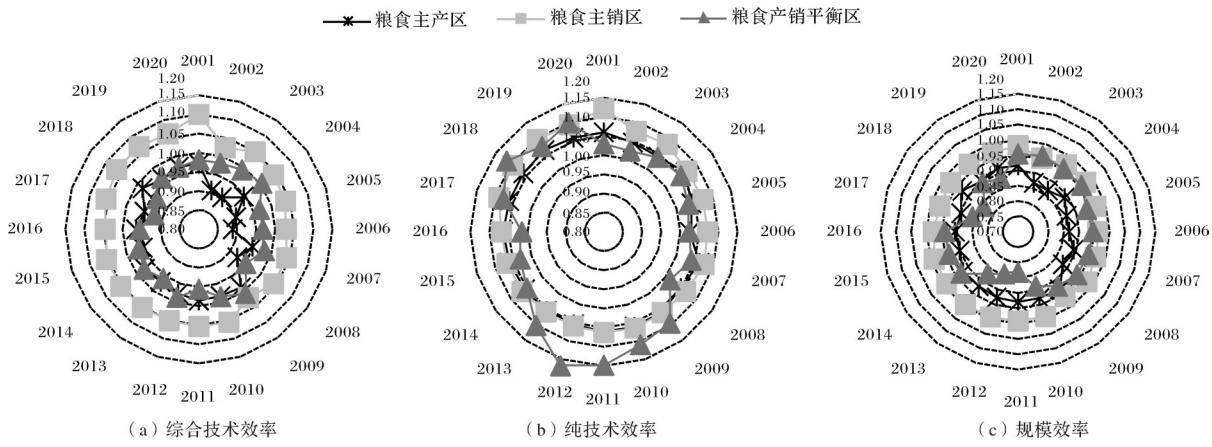
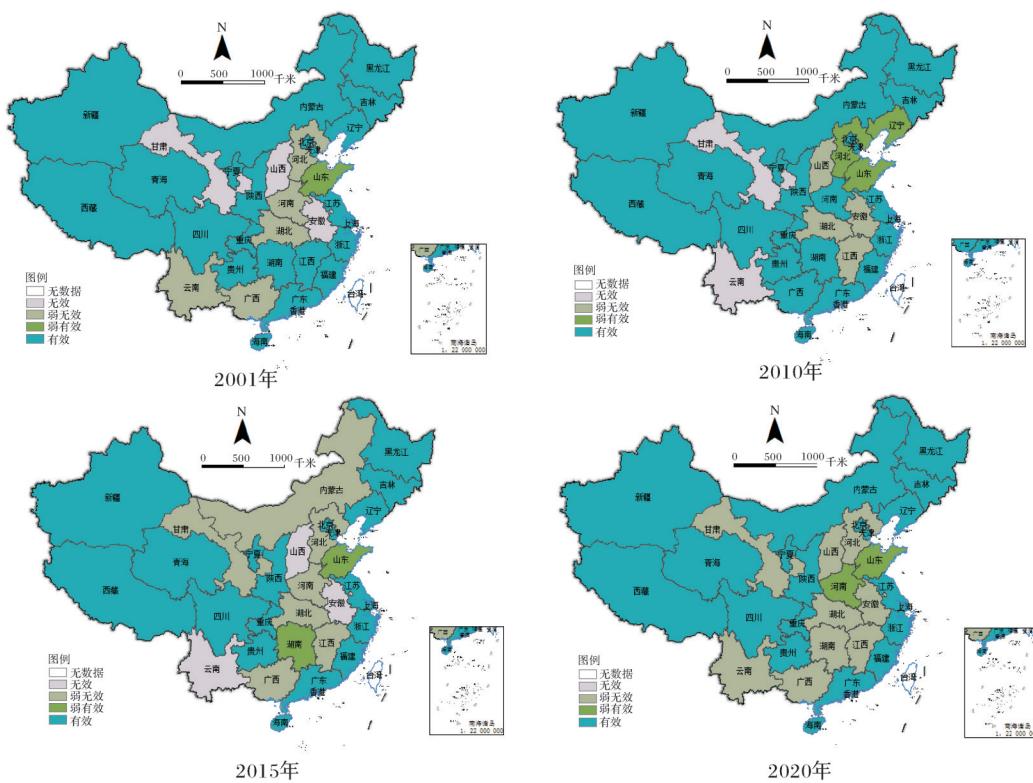


图3 2001—2020年中国三大粮食功能区耕地利用生态效率及其分解的空间分布

(1)区域分布。从综合技术效率看,三大粮食功能区耕地利用生态效率差异显著,呈“粮食主销区>粮产销平衡区>粮食主产区”的区域分布格局。具体而言:粮食主销区20年间耕地利用生态效率均大于1,耕地资源处于有效利用状态,这主要是由于粮食主销区均为我国经济发展水平较高的东部沿海地区,这些地区引进大量优秀管理人才,采用先进管理技术,实现了耕地资源的绿色集约化利用。粮产销平衡区和粮食主产区20年间耕地利用生态效率均小于1(个别年份除外),耕地资源处于无效利用状态,但两大功能区变化趋势相反,粮产销平衡区耕地利用生态效率呈现递减趋势,而粮食主产区耕地利用生态效率整体呈现波动上升趋势。从效率分解看,三大粮食功能区耕地利用生态效率的纯技术效率和规模效率差异显著,整体呈现“纯技术效率>规模效率”的分布特点。具体而言:三大粮食功能区耕地利用的纯技术效率整体差异较小,均达到了有效水平,但粮产销平衡区的波动性较大,2009—2013年耕地利用的纯技术效率值超过粮食主销区。三大粮食功能区耕地利用的规模效率整体呈现“粮食主销区>粮产销平衡区>粮食主产区”的区域分布格局,且三大粮食功能区耕地利用的规模效率均处于无效利用状态,存在着投入资源冗余或者产出不足的现象。值得注意的是粮食主销区和粮产销平衡区耕地利用生态效率均呈现下降趋势。

(2)省份分布。从耕地利用生态效率看,粮产销平衡区的7省耕地利用生态效率一直处于有效状态,粮食主产区各省份耕地利用生态效率是制约中国耕地绿色生态效率提升的短板。具体而言:
①2001年,耕地利用生态效率无效省份3个,分别为粮产销平衡区的山西、甘肃和粮食主产区的安徽;耕地利用生态效率弱无效省份5个,分别为粮产销平衡区的广西、云南和粮食主产区的河北、河南、湖北;耕地利用生态效率弱有效仅有粮食主产区的山东;其余22个省份耕地利用生态效率均达到有效状态。
②2010年,耕地利用生态效率无效省份仅剩甘肃1省;耕地利用生态效率弱无效省份仍有5个,分别为粮产销平衡区的山西、云南和粮食主产区的安徽、江西和湖北;耕地利用生态效率弱有效省份主要为粮食主产区的辽宁、河北和山东3省;其余22个省份耕地利用生态效率均为有效。
③2015年,耕地利用生态效率无效省份3个,分别为粮产销平衡区的山西、云南和粮食主产区的安徽;耕地利用生态效率弱无效省份增加到7个,分别为粮产销平衡区的广西、甘肃和粮食主产区的内蒙古、河北、江西、河南及湖北;耕地利用弱有效省份为粮食主产区的山东和湖南2省;其余19个省份耕地利用生态效率均为有效。
④2020年,耕地利用生态效率无效省份消失;耕地利用生态效率弱无效省份为9个,分别为粮产销平衡区的山西、广西、云南、甘肃和粮食主产区的河北、安徽、江西、湖北和湖南;耕地利用生态效率弱有效省份主要为粮食主产区的山东和河南;其余20个省份耕地利用生态效率均为有效。



注:审图号:GS(2020)4630,底图无修改。

图 4 2001—2020 年中国省级耕地利用生态效率的空间分布特征

三、中国耕地利用生态效率的区域差异及分解

为了进一步探究中国省级耕地利用生态效率的区域差异变化趋势及主要来源,本文采用Dagum基尼系数模型测算了其区域内、区域间及其主要来源分解状况,具体结果表2。

(1)中国省级耕地利用生态效率区域内差异。从全国来看,2001—2020年耕地利用生态效率区域基尼系数整体较小,且呈现波动下降趋势。具体而言:由2001年的0.0890下降至2020年0.0722,下降0.0168,年均降幅仅为0.94%,降幅较小,这主要是由于各地农业发展资源禀赋差异较大,缩小耕地利用生态效率区域差异是一项长期工程。从三大粮食功能区看,一方面,粮食主产区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率区域内基尼系数均超过全国总体基尼系数,说明粮食主产区和粮食产销平衡区内部的耕地利用生态效率差异较大,是导致全国耕地利用生态效率较大的重要方面,特别地,对于基尼系数呈波动上升趋势的粮食主产区需要加大监测力度,防止其进一步扩大;另一方面,粮食主销区耕地利用生态效率区域内差异低于全国总体基尼系数,且呈波动下降趋势。这主要是因为粮食主销区多为耕地资源稀缺,但人才和技术集聚地区,耕地利用生态效率整体较高,差异较小。

(2)中国省级耕地利用生态效率区域间差异。三大粮食功能区耕地利用生态效率区域间基尼系数整体排名为“主产区—产销平衡区>主产区—主销区>主销区—产销平衡区”,但均呈下降趋势。具体而言:粮食主产区—粮食产销平衡区耕地利用生态效率区域间差异最大,主要因为粮食主产区作为我国粮食生产基地,耕地利用的各类资源较为丰富,容易导致投入冗余或产出不足;而粮食产销平衡区作为生态脆弱区,耕地保护较为严苛,耕地利用的绿色水平较高,因此,两大功能区差异较大。粮食主产区和粮食主销区耕地利用生态效率的区域间差异次之,这主要是粮食主销区耕地资源虽有限,但人力和资金充足,耕地利用生态效率较高,粮食主产区与其存在一定差距。粮食主销区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率区域间最小,这主要是因为粮食主销区和粮食产销平衡区的耕地资源均有限,粮食主销区可通过资金和人才提高耕地利用经济和社会效益;而粮食产销平衡区生态脆弱,

采用更为绿色的耕地利用方式,耕地污染较小,因此,粮食主销区和粮食产销平衡区间的耕地利用生态效率差距较小。

表2 2001—2020年中国耕地利用生态效率差异化来源及贡献

年份	总体	区域内基尼系数			区域间基尼系数			贡献率/%		
		1	2	3	1~2	1~3	2~3	区域内差异	区域间差异	超变密度
2001	0.0890	0.0701	0.0593	0.1121	0.0820	0.0950	0.0985	32.70	40.26	27.04
2002	0.0881	0.0928	0.0332	0.0908	0.0881	0.1053	0.0689	32.89	38.86	28.26
2003	0.0874	0.0955	0.0158	0.0923	0.0908	0.1033	0.0678	32.64	32.54	34.82
2004	0.0736	0.0854	0.0205	0.0693	0.0784	0.0872	0.0522	33.15	41.03	25.82
2005	0.0887	0.0952	0.0287	0.0854	0.0939	0.1081	0.0647	31.94	37.29	30.77
2006	0.0966	0.0872	0.0404	0.1051	0.0974	0.1172	0.0810	31.23	37.13	31.63
2007	0.0782	0.0784	0.0353	0.0853	0.0738	0.0920	0.0669	33.28	43.65	23.07
2008	0.0877	0.0908	0.0306	0.0939	0.0860	0.1040	0.0721	32.87	42.40	24.73
2009	0.0803	0.0604	0.0478	0.1117	0.0582	0.0945	0.0868	33.83	55.54	10.63
2010	0.0652	0.0603	0.0232	0.0825	0.0540	0.0781	0.0610	33.65	47.71	18.64
2011	0.0695	0.0653	0.0203	0.0894	0.0531	0.0830	0.0708	33.72	42.96	23.32
2012	0.0662	0.0708	0.0199	0.0758	0.0591	0.0781	0.0560	34.37	46.57	19.06
2013	0.0758	0.0870	0.0167	0.0823	0.0697	0.0897	0.0607	34.50	45.88	19.61
2014	0.0702	0.0811	0.0133	0.0759	0.0656	0.0832	0.0549	34.46	48.43	17.10
2015	0.0750	0.0817	0.0144	0.0820	0.0750	0.0872	0.0614	33.29	44.33	22.38
2016	0.0736	0.0826	0.0113	0.0822	0.0679	0.0866	0.0618	34.04	46.27	19.70
2017	0.0851	0.0880	0.0108	0.0966	0.0813	0.1000	0.0771	32.38	41.01	26.61
2018	0.0793	0.0823	0.0148	0.0950	0.0672	0.0933	0.0761	33.64	37.57	28.80
2019	0.0774	0.0938	0.0162	0.0740	0.0814	0.0888	0.0580	33.80	45.22	20.98
2020	0.0722	0.0882	0.0165	0.0689	0.0734	0.0825	0.0566	34.12	45.20	20.68

注:1、2、3分别代表粮食主产区、粮食主销区和粮食产销平衡区。

(3)中国省级耕地利用生态效率及其分解。中国耕地利用生态效率的区域差异主要来源于区域间差异和区域内差异。从区域内差异看,2001—2020年中国耕地利用生态效率的区域内基尼系数整体呈现波动下降趋势,但由于全国整体差异呈缩小趋势,其贡献率呈上升趋势。具体而言:中国耕地利用生态效率区域内基尼系数从2001年的0.0291下降至2020年0.0247,下降了0.0044,但其区域内差异贡献率从2001年32.70%上升至2020年的34.12%。从区域间差异看,2001—2020年中国耕地利用生态效率的区域间基尼系数整体呈现波动下降趋势,但贡献率呈上升趋势。具体而言:中国耕地利用生态效率的区域间基尼系数从2001年的0.0358下降至2020年0.0327,下降了0.0031,但其区域间差异贡献率从2001年40.26%上升至2020年的45.20%。从超变密度看:2001—2020年中国耕地利用生态效率的超变密度基尼系数及贡献率均呈下降趋势。具体而言:中国耕地利用生态效率的超变密度从2001年的0.0241下降至2020年0.0149,下降了0.0092,超变密度贡献率从2001年27.04%下降至2020年的20.68%。

四、中国耕地利用生态效率的动态演进过程

本文采用kernel核密度估计方法,借助核密度曲线的分布位置、主峰形态、延展性及波峰数量等揭示中国耕地利用生态效率的动态演变特征^①,具体见表3。

从分布位置看,除2006年以前粮食产销平衡区外,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率核密度曲线均出现小幅左移,这意味着中国耕地利用生态效率随着时间推移出现小幅下降,这是因为随着农药、化肥和农膜等农业技术资源的大量投入使得粮食产量和农业生产总值突破了历史记录,

① Kernel密度曲线,限于篇幅已省略,有需要可联系作者查阅。

表3 2001—2020年全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的动态演进

区域	分布位置	主峰分布形态	分布延展性	波峰数量
全国	左移	高度波动上升,宽度变小	左拖尾,延展性收敛	双峰
主产区	左移	高度波动上升,宽度变小	左拖尾,延展性收敛	单峰
主销区	左移	高度波动上升,宽度变小	左拖尾,延展性拓宽	单峰或双峰
产销平衡区	左移	高度波动下降,宽度变大	左拖尾,延展性拓宽	双峰或多峰

但也造成了耕地的面源污染和二氧化碳超额排放,在“双碳”目标约束下,我国耕地利用生态效率出现“不升反降”的特征。

从主峰分布形态看,全国、粮食主产区和粮食主销区的核密度曲线均表现为主峰高度波动上升,宽度变小,说明20年间全国、粮食主产区和粮食主销区耕地利用生态效率的区域绝对差异在缩小。近些年来,中央政府始终将“三农”问题作为各项工作的重中之重,提出美丽乡村建设,积极缩小各地区耕地利用生态效率差距,促进区域协调发展。粮食产销平衡区的核密度曲线表现为高度波动下降,宽度变大,这说明20年间粮食产销平衡区各省耕地利用生态效率离散程度加大,这主要是因为产销平衡区各省资源禀赋差异悬殊,耕地利用方式选择不同,利用效率差异较大。

从分布延展性看,全国及三大粮食功能区的核密度曲线均表现为一定的左拖尾现象,即存在一些省份耕地利用生态效率远低于区域内其他省份。全国及粮食主产区存在分布延展收敛性,意味着区域内极端值与平均值差异逐渐缩小,而粮食主销区和粮食产销平衡区存在分布延展性拓宽,即区域内一些省份耕地利用效率一直维持在较高水平,与平均值差异较大。

从波峰数目看,全国核密度曲线在样本期内一直为双峰,且两峰之间距离较大,即各省耕地利用生态效率存在着明显的两极分化。粮食主产区的核密度曲线在样本期内一直为单峰,即粮食主产区内不存在两极化。粮食主销区的核密度曲线在样本早期为双峰,后期逐渐演变成单峰,即粮食主销区耕地利用生态效率在样本初期存在两极分化,后逐步消失。粮食产销平衡区的核密度曲线在样本早期为多峰,后期演化为双峰,即粮食产销平衡区耕地利用生态效率早期存在多级分化,后期演变成两极分化。

五、中国耕地利用生态效率的空间收敛性

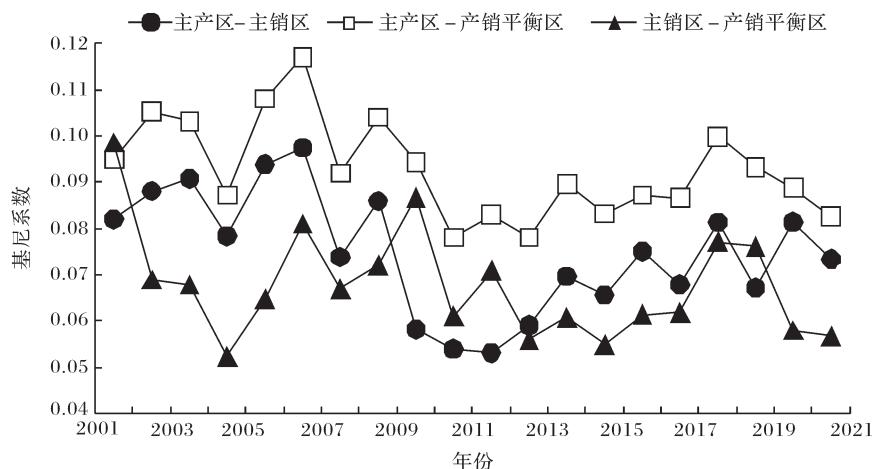
1. σ 收敛

全国、粮食主销区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率呈 σ 收敛趋势,而粮食主产区呈发散态势。从全国耕地利用生态效率看,2001—2020年中国耕地利用生态效率变异系数整体呈现“倒N”型波动下降趋势。从三大粮食功能区耕地利用生态效率看,2001—2020年耕地利用生态效率变异系数差异较大,呈“粮食产销平衡区>粮食主产区>粮食主销区”的空间分布特征,其中,粮食主销区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率呈 σ 收敛趋势,而粮食主产区耕地利用生态效率呈发散趋势(见图5)。

2. β 收敛

(1)中国耕地利用生态效率的绝对 β 收敛。表4给出了全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的绝对 β 收敛检验结果及相应的收敛速度。首先,根据LM检验判断全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的绝对 β 收敛是否具有空间效应;其次,根据LR检验和Wald检验确定空间模型的具体形式;再次,根据Hausman检验结果选择随机效应或固定效应;最后,根据空间固定效应和时间固定效应是否通过检验选择固定效应的具体形式^①。具体结果如下:第一,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率均存在绝对 β 收敛,且均在1%的置信水平下显著为负,即在不考虑经济、社会和自然因

^① 相关检验系数,限于篇幅已省略,有需要可联系作者索要。

图5 2001—2020年全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的 σ 收敛

素的影响下,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的区域差异也将逐渐缩小,这也与其变异系数逐步缩小的趋势一致。第二,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的绝对 β 收敛速度存在差异,全国的收敛速度为3.606%,粮食主销区和产销平衡区的收敛速度高于全国收敛速度,粮食主产区的收敛速度最低,仅为2.913%。第三,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率具有不同的空间效应。全国和粮食产销平衡区耕地利用生态效率的 ρ/λ 系数为正,但未通过显著性水平检验;粮食主产区耕地利用生态效率的 ρ/λ 系数在5%的水平下显著为正,这也说明粮食主产区耕地利用生态效率的提升会加快收敛速度,缩小整体区域差异;粮食主销区耕地利用生态效率的 ρ/λ 系数在1%的水平下显著为负,表明粮食主销区耕地利用生态效率的提升会降低收敛速度,导致整体区域差异进一步扩大。但绝对 β 收敛是假设地区的各类经济、社会和自然因素相似,而现实并非如此,因此,需要进一步控制这类因素,需展开条件 β 收敛研究。

表4 全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的绝对 β 收敛

	全国	粮食主产区	粮食主销区	粮食产销平衡区
$\beta(\ln ECLU)$	-0.496*** (-13.608)	-0.425*** (-7.371)	-0.503*** (-9.498)	-0.555*** (-8.732)
$\theta(w \times \ln ECLU)$			-0.154* (-1.749)	
ρ/λ	0.080 (1.511)	0.186** (2.431)	-0.236*** (-3.544)	0.052 (0.669)
$v/\%$	3.606	2.913	3.680	4.262
观测值	589	247	133	209

注:***、**、*分别表示在1%、5%、10%的水平下显著,括号内为t值。下同。

(2)中国耕地利用生态效率的条件 β 收敛。表5给出了全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的条件 β 收敛检验结果,模型选择过程与绝对 β 收敛一致,在此不再赘述^①。具体结果显示:第一,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率均存在条件 β 收敛,且收敛系数 β 均在1%的置信水平下显著为负。这表明在考虑经济发展水平、科技进步状况、城镇化率等一系列经济社会因素后,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率仍保持收敛趋势。第二,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的条件 β 收敛速度均高于绝对 β 收敛速度,也证明了控制变量选择的科学性。第三,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率表现出不同的空间效应。具体而言:粮食主产区和粮食产销平衡区耕地利

① 相关检验系数,限于篇幅已省略,有需要可联系作者索要。

用生态效率的 ρ/λ 系数为正,但未通过显著性水平检验;全国耕地利用生态效率的 ρ/λ 系数在1%的水平下显著为正,这也说明全国耕地利用生态效率的提升会加快收敛速度,缩小整体区域差异;粮食主销区耕地利用生态效率的 ρ/λ 系数在1%的水平下显著为负,这表明粮食主销区耕地利用生态效率的提升会降低收敛速度,导致整体区域差异进一步扩大,这与绝对 β 收敛相一致,主要是因为粮食主销区耕地利用生态效率整体较高,对资源产生虹吸作用,导致邻近地区与本地区差异进一步扩大。

表5 全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的条件 β 收敛

区域	全国	粮食主产区	粮食主销区	粮食产销平衡区
$\beta(\ln ECLU)$	-0.549*** (-14.734)	-0.483*** (-8.065)	-0.712*** (-12.678)	-0.778*** (-10.657)
$\ln EDL$	-0.046*** (-3.194)	-0.271*** (-2.752)	-0.145** (-2.411)	-0.154 (-1.327)
$\ln STP$	0.001** (2.547)	-0.00002 (-0.040)	-0.0001 (-0.255)	-0.001 (0.495)
$\ln UR$	0.349*** (3.486)	-0.052 (-0.330)	0.727*** (5.939)	1.313*** (3.392)
$\ln FSA$	0.002 (1.230)	0.005* (1.763)	-0.0002 (-0.075)	0.004 (1.253)
$\ln ADS$	-0.018 (-0.853)	-0.124*** (-3.428)	-0.013 (-0.746)	-0.099** (-2.218)
$\ln AII$	0.025 (0.522)	0.234** (2.287)	-0.011 (-0.241)	0.155 (1.027)
$\ln ARI$	0.034 (1.341)	0.015 (1.347)	-0.013 (-0.558)	0.132* (1.666)
$\theta(w \times \ln ECLU)$			-0.247*** (-2.843)	
ρ/λ	0.178*** (3.604)	0.098 (1.347)	-0.236*** (-3.644)	0.036 (0.467)
v/%	4.191	3.472	6.552	7.922
观测值	589	247	133	209

此外,需注意全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的影响因素存在显著差异。条件 β 收敛分析加入了一系列控制变量后,全国及三大粮食功能区的 R^2 和Log—likelihood系数相较于绝对 β 收敛均有所增大,这也进一步证明了控制变量选取的科学性。经济发展水平对全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率提升均具有抑制作用(粮食产销平衡区未通过显著性水平检验),但对缩小区域间差异具有促进效果,这是因为当前农村尚处在缓慢振兴进程中,经济发展水平的提升更多取决于外出务工所得。同时,农村经济发展水平的提升也会导致大量耕地资源工业化,对提升耕地生态效率具有不利影响。科技进步状况对于全国耕地利用生态效率提升具有促进作用,但对缩小区域耕地利用生态效率差异具有抑制作用,三大粮食功能区科技进步状况对耕地利用生态效率的影响均未通过显著性水平检验。城镇化率对全国、粮食主产区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率提升具有促进作用,但导致区域间差异进一步扩大,原因在于城镇化率提升使得资源的集约化利用程度更高,耕地利用效率提升。财政支农力度对粮食主产区耕地利用生态效率提升具有促进作用,但会导致区域间差异扩大,这主要是因为粮食主产区承担着重要的粮食安全任务,区域内二三产业相对滞后,财政支持农林水的发展会促进耕地生产效率的提升。农业受灾状况对粮食主产区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率提升具有抑制作用,但有利于缩小区域差异,这主要是由于粮食主产区以农业生产为主,而粮食产销平衡区整体生态水平较为脆弱,农业受灾面积过大导致耕地经济产出下降,效率水平

降低。农业灌溉指数对粮食主产区耕地利用生态效率提升具有促进作用,导致区域差异进一步扩大。农业复耕指数对粮食主销区耕地利用生态效率提升具有促进作用,导致区域差异进一步扩大,复耕会再次利用耕地资源,增加耕地产出,提升耕地利用效率。

六、结论与启示

本文从“资源系统—社会经济系统—环境系统”复合系统角度阐释耕地利用生态效率的内涵,构建了双碳目标背景下的中国耕地利用生态效率评价指标体系,运用包含非期望产出的混合超效率SBM—DEA模型、Dagum基尼系数、Kernel密度函数及收敛模型探究了2001—2020年中国31个省份耕地利用生态效率的时空分布、区域差异及其主要来源、动态演进及收敛性。主要结论如下:

第一,中国省级耕地利用生态效率整体较高,但呈现下降趋势,三大粮食功能区耕地利用生态效率整体呈现“粮食主销区>粮食产销平衡区>粮食主产区”的区域分布格局,规模效率是全国及三大粮食功能区耕地生态效率提升的主要障碍因素。

第二,区域间差异和区域内差异是中国耕地利用生态效率的区域差异主要来源。粮食主产区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率区域内基尼系数超过全国总体基尼系数。三大粮食功能区耕地利用生态效率区域间基尼系数整体排名为“主产区—产销平衡区>主产区—主销区>主销区—产销平衡区”,但均呈下降趋势。

第三,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的核密度曲线位置、形态、延展性及极化特征表现各异。具体而言:全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率核密度曲线均出现小幅左移,即耕地利用生态效率随着时间推移出现小幅下降;全国、粮食主产区和粮食主销区的核密度曲线均表现为峰高度波动上升,宽度变小,耕地利用生态效率的区域绝对差异在缩小。粮食产销平衡区的核密度曲线表现为高度波动下降,宽度变大,粮食产销平衡区内部耕地利用生态效率离散程度加大;全国及三大粮食功能区的核密度曲线均为左拖尾,即存在一些省份耕地利用生态效率水平远低于区域内其他省份;除粮食主产区外,全国及其他粮食功能区耕地利用生态效率均存在一定程度的两极或多元分化现象。

第四,就 σ 收敛而言,全国、粮食主销区和粮食产销平衡区耕地利用生态效率呈 σ 收敛趋势,而粮食主产区呈发散态势。就绝对 β 收敛而言,在不考虑经济、社会和自然因素的影响下,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率的区域差异也将逐渐缩小。就条件 β 收敛而言,在考虑一系列经济社会因素后,全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率仍保持收敛趋势。此外,经济发展水平、科技进步状况、城镇化率等对不同粮食功能区耕地利用生态效率的影响具有显著差异。

基于上述研究结论,可从以下几个方面改善中国耕地利用生态效率,助力“双碳”目标实现:其一,以协同发展为目标。三大粮食功能区耕地利用生态效率发展不平衡,需加强三大粮食功能区之间的合作需要,打造耕地利用生态共同体,实现“以优带劣”,推动粮食主产区耕地利用生态效率提升,缩小区域发展差距,实现耕地利用生态效率的全域提升。其二,以补短板为重点。提升中国耕地利用生态效率整体水平,需率先补齐规模效率过低的短板,引导劳动力、耕地、技术及其他农业生产要素向低效的粮食主产区流动,改善原有资源的管理和分配机制,降低投入和非期望产出冗余量,提高耕地的经济、社会和生态产出,实现耕地资源的高效合理配置。其三,遵循收敛规律。全国及三大粮食功能区耕地利用生态效率均存在显著的收敛特征,需坚持基本规律,充分考虑地区资源禀赋差异,坚持“因地制宜、分区施策、协同发展”的原则。对于效率较低的粮食主产区需要加大财政支持力度,优化种植结构,选育良种,降低农药化肥的施用量;对于生态较为脆弱的粮食产销平衡区应改善资源配置结构,建设高标准农田,实现耕地的绿色集约利用;对于资金、技术和人才集聚的粮食主销区应加大研发力度,进行循环农业和生物肥料试点,积累有效经验,为粮食主产区的大面积推广奠定基础。

参考文献

- [1] KUANG B, LU X H, ZHOU M, et al. Provincial cultivated land use efficiency in China: empirical analysis based on the SBM-DEA model with carbon emissions considered [J]. Technological forecasting and social change, 2020, 151(2): 1-10.
- [2] YANG B, WANG Z Q, ZOU L, et al. Exploring the eco-efficiency of cultivated land utilization and its influencing factors in China's Yangtze River Economic Belt, 2001—2018 [J]. Journal of environmental management, 2021, 294(9): 1-10.
- [3] 高鸣,张哲晰.碳达峰、碳中和目标下我国农业绿色发展的定位和政策建议[J].华中农业大学学报(社会科学版), 2022(1): 24-31.
- [4] 吴昊玥,孟越,黄瀚蛟,等.中国耕地低碳利用绩效测算与时空分异[J].自然资源学报,2022,37(5):1148-1163.
- [5] 王秀芬,陈百明,毕继业.新形势下中国耕地总量动态平衡分析[J].资源科学,2005,27(6):28-33.
- [6] 曹银贵,王静,程烨,等.三峡库区开县30年耕地变化分析[J].中国土地科学,2007(1):43-47,30.
- [7] 王海鸿,马琼,付士波,等.西北干旱半干旱区耕地面积变化与人口、经济发展的相关关系研究——以甘肃省为例[J].干旱区资源与环境,2011,25(1):74-79.
- [8] 李智国.中国耕地利用变化与城市化发展关系综述[J].中国土地科学,2011,25(1):84-88.
- [9] 李谷成.转型期中国农业单要素生产率变化及资源利用特征[J].经济问题探索,2009(5):28-34.
- [10] 庞英,李树超.商品粮产区农户粮食生产资源利用效率研究[J].资源科学,2013,35(1):80-88.
- [11] 叶浩,濮励杰.我国耕地利用效率的区域差异及其收敛性研究[J].自然资源学报,2011,26(9):1467-1474.
- [12] 王良健,李辉.中国耕地利用效率及其影响因素的区域差异——基于281个市的面板数据与随机前沿生产函数方法[J].地理研究,2014,33(11):1995-2004.
- [13] 杨朔,李世平,罗列.陕西省耕地利用效率及其影响因素研究[J].中国土地科学,2011,25(2):47-54.
- [14] 刘玉海,张丽.耕地生产率与全要素耕地利用效率——基于SBM-DEA方法的省际数据比较[J].农业技术经济,2012(6):47-56.
- [15] 梁流涛.考虑“非意欲”产出的农业土地生产效率评价及其时空特征分析[J].资源科学,2012,34(12):2249-2255.
- [16] 刘蒙罢,张安录,文高辉.长江中下游粮食主产区耕地利用生态效率区域差异与空间收敛[J].自然资源学报,2022,37(2): 477-493.
- [17] 封永刚,彭珏,邓宗兵,等.面源污染、碳排放双重视角下中国耕地利用效率的时空分异[J].中国人口·资源与环境,2015,25(8): 18-25.
- [18] CHEN Q, XIE H. Temporal-spatial differentiation and optimization analysis of cultivated land green utilization efficiency in China [J]. Land, 2019, 8(11): 1-17.
- [19] YIN Y Q, HOU X H, LIU J M, et al. Detection and attribution of changes in cultivated land use ecological efficiency: a case study on Yangtze River Economic Belt, China [J]. Ecological indicators, 2022, 137(4): 1-17.
- [20] 柯善淦,崔海莹,卢新海,等.耕地利用绿色转型的时空格局及其驱动机制研究——以湖北省为例[J].中国土地科学,2021,35 (12):64-74.
- [21] 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.
- [22] HAN H, ZHANG X. Exploring environmental efficiency and total factor productivity of cultivated land use in China [J]. Science of the total environment, 2020, 726(7): 1-15.
- [23] 吕彬,杨建新.生态效率方法研究进展与应用[J].生态学报,2006,26(11):3898-3906.
- [24] SCHALTEGGER S, STURM A. Ökologische rationalität: ansatzpunkte zur ausgestaltung von ökologieorientierten managementinstrumenten[J]. Die unternehmung, 1990, 44(4): 273-290.
- [25] WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. Eco-efficient leadership for improved economic and environmental performance [M]. Geneva : WBCSD, 1996.
- [26] DENG X Z, GIBSON J. Improving eco-efficiency for the sustainable agricultural production: a case study in Shandong, China [J]. Technological forecasting and social change, 2019, 144(2): 394-400.
- [27] COLUCCIA B, VALENTE D, FUSCO G, et al. Assessing agricultural eco-efficiency in Italian Regions [J]. Ecological indicators, 2020, 116(4): 1-12.
- [28] TONE K. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis [J]. European journal of operational research. 2001, 130 (3):498-509.
- [29] TONE K. A Hybrid measure of efficiency in DEA [R]. Tokyo, 2004.
- [30] DAGUM C. A new approach to the decomposition of the Gini income inequality ratio [J]. Empirical economics, 1997, 22 (4) : 515-531.
- [31] 沈丽,张好圆,李文君.中国普惠金融的区域差异及分布动态演进[J].数量经济技术经济研究,2019,36(7):62-80.
- [32] ELHORST J P. Spatial econometrics: from cross-sectional data to spatial panels [M]. London: Springer, 2014.
- [33] 陈敏鹏,陈吉宁,赖斯芸.中国农业和农村污染的清单分析与空间特征识别[J].中国环境科学,2006,26(6):751-755.

- [34] CHEN Q, XIE H. Temporal-spatial differentiation and optimization analysis of cultivated land green utilization efficiency in China [J]. Land, 2019, 8(11): 1-17.
- [35] 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.
- [36] 王宝义, 张卫国. 中国农业生态效率测度及时空差异研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2016, 26(6): 11-19.
- [37] 陈丽, 郝晋珉, 王峰, 等. 基于碳循环的黄淮海平原耕地固碳功能研究[J]. 资源科学, 2016, 38(6): 1039-1053.
- [38] 田云, 张俊飚. 中国农业生产净碳效应分异研究[J]. 自然资源学报, 2013, 28(8): 1298-1309.

Regional Differences Dynamic Evolution and Convergence of Ecological Efficiency of Cultivated Land Use in China Under the Dual Carbon Target

LI Jixia, WANG Huachun, FAN Chenglin

Abstract Scientific measurement and analysis of the ecological efficiency of cultivated land use in China under the “dual carbon” target have important reference value for achieving the sustainable use of cultivated land, and the high-quality development of agriculture and rural areas. Taking the connotation of ecological efficiency of cultivated land use as the starting point, this paper constructs an evaluation index system for ecological efficiency of cultivated land use in China from the perspectives of carbon sequestration, carbon emissions, and non-point source pollution. In addition, this paper analyzes the temporal-spatial differentiation, regional differences, dynamic evolution, and convergence of ecological efficiency of cultivated land use in China from 2001 to 2020 using methods such as the mixed super efficiency SBM-DEA model, Dagum Gini coefficient, Kernel density estimation, and spatial convergence model, which include unexpected outputs. The results are as follows: ① The ecological efficiency of cultivated land utilization at the provincial level in China was relatively high, but showed a downward trend. The ecological efficiency of cultivated land utilization in the three major grain functional areas showed a regional distribution pattern in which the efficiency in main grain sales area is higher than that of the grain production and marketing balance area which in turn is higher than that of main grain production area. ② Inter-regional differences and intra-regional differences are the main sources of regional differences in the ecological efficiency of cultivated land use in China. The Gini coefficient in the main grain producing areas and grain production and marketing balance areas is higher than the overall Gini coefficient in the country. ③ Except for the main grain producing areas, there is a certain degree of polarization or multi-level differentiation in the ecological efficiency of cultivated land use in the whole country and other grain functional areas. ④ In addition to the divergence characteristics in the main grain production areas, there are different degrees of σ convergence, absolute β convergence and conditional β convergence in the whole country, even in the main grain sales areas and the grain production and marketing balance areas. In addition, the level of economic development, scientific and technological progress and urbanization rate and other factors have significant heterogeneity in their impact on the ecological efficiency of cultivated land use in different grain functional areas.

Key words dual carbon target; cultivated land utilization; ecological efficiency; regional differences; dynamic evolution; convergence

(责任编辑:金会平)