

中国农业生态效率的空间分异与提升潜力

刘华军, 石印

(山东财经大学 经济学院, 山东 济南 250014)

摘要：采用全局超效率SBM模型测算2001—2015年中国30个省市自治区的农业生态效率,并考察了中国农业生态效率的空间分异与提升潜力。研究发现:中国的农业生态效率普遍偏低,但整体呈持续上升趋势;各地区的农业生态效率呈“东西高、中部低”的空间格局和“高高集聚、低低集聚”的分布形态;三大地区分层方式对于农业生态效率空间分异的解释程度不足30%,要素效率等级分层方式对于空间分异的解释程度超过了60%;过多的农机动力、播种面积投入以及过量的农业碳排放是农业生态低效率的重要原因。因此,可以通过避免农机动力浪费、推进土地轮作休耕、加强农业碳排放管控等方式,协同提升区域农业生态效率。

关键词：农业生态效率; 农业投入产出; 农业碳排放; GB-US-SBM模型; 地理探测器; 空间分异

中图分类号：F323.2

文献标志码：A

文章编号：1008-2506(2020)06-0051-14

一、引言

中共十八大以来,政府高度重视农业绿色发展,强调农业生产与生态保护的协调一致。由于农业生态效率包含农业生产和生态保护两方面内容(Picazo-Tadeo等,2011)^[1],因此,提升农业生态效率已成为实现农业可持续发展的关键路径(Hill,1985;Pretty等,2018)^[2-3]。然而,目前中国的农业生态效率仍存在两方面问题:一是农业生态效率区域发展不均衡。各地区农业发展水平及农业生态文明程度存在较为明显的空间分异特征(牛敏杰等,2016)^[4],使得农业生态效率水平具有较大的地区差距(Han等,2020)^[5]。二是农业生态效率长期低下。改革开放以来,持续过量的化肥、农药、能源、用水等投入在实现粮食产量快速增长的同时也危害了农业生态环境,不利于农业生态效率的提升。基于上述问题,本文拟探究中国农业生态效率的空间分异及其驱动因素,挖掘中国农业生态效率的提升潜力,为协同提升区域农业生态效率,促进农业高质量发展提供决策参考。

目前与农业生态效率相关的文献主要围绕三个问题开展研究:一是在如何评价农业生态效率方

■收稿日期:2020-04-20

■基金项目:山东省社会科学规划研究项目(18CZKJ14)

■作者简介:刘华军(1979-),男,山东东营人,山东财经大学经济学院教授,博士生导师;石印(1994-),男,山东菏泽人,山东财经大学经济学院博士研究生。

面,主要有比值法、生命周期法、生态足迹法、能值分析法、随机前沿法(SFA)和数据包络分析法(DEA)等(聂弯和于法稳,2017)^[6],其中,SFA 和 DEA 是应用最广泛的两种方法。与 SFA 相比,DEA 方法忽略了随机误差的影响,也无需提前设定生产边界的函数形式(郝睿,2006)^[7]。凭借着多个投入产出要素同时处理、有效边界非参处理等优势,DEA 已成为目前农业生态效率评价最常用的方法(Huang 等,2018)^[8]。二是在如何考察农业生态效率的空间分异方面,早期文献主要针对不同地区的农业生态效率进行结果描述或对比分析(田伟等,2014;Vlontzos 等,2014)^[9-10]。随着研究的深入,数据空间可视化、基尼系数、泰尔指数、探索性空间分析等多样化的空间分析方法被广泛应用于考察农业生态效率的时空格局、地区差距、分布动态演进趋势等内容(刘应元等,2014;郑德凤等,2018;Pang 等,2016;侯孟阳和姚顺波,2018)^[11-14]。三是在如何提升农业生态效率方面,已有研究通常采用 DEA-Tobit 模型考察农业生态效率的影响因素(杜江等,2016;王宝义和张卫国,2018;Xie 等,2018)^[15-17],或者基于 DEA 松弛分析进行无效率分解,考察农业生态效率的提升潜力(潘丹和应瑞瑶,2013;Cecchini 等,2018)^[18-19],为协同提升区域农业生态效率提供了重要参考。

上述研究在农业生态效率的测度方法、空间分异及提升路径等方面为我们提供了重要的理论基础和实证依据,但仍有改进的空间。在当前及今后的研究中,加强农业生态效率的驱动因素研究,推进农业生态效率在农业系统中的应用则是学者们持续关注的焦点(聂弯和于法稳 2017;黎新伍和徐书彬,2020)^[6,20]。因此,本文将在以下方面进行拓展:(1)采用考虑非期望产出的全局超效率 SBM 模型(简称为 GB-US-SBM 模型)测算中国的农业生态效率,用于解决测度结果的跨期可比性问题和线性规划无可行解问题。(2)利用地理探测器考察中国农业生态效率空间分异的驱动因素,识别造成中国农业生态效率空间分异的主要来源。(3)分解出农业生态无效率来源,从省际和区域两个层面挖掘中国农业生态效率的提升潜力。本文的研究丰富了中国农业生态效率的相关研究,为农业生态效率的空间分异来源和提升潜力找到现实依据,也为深入贯彻绿色发展理念推进农业高质量发展提供了决策参考。

二、方法与数据

(一)研究方法

1. GB-US-SBM 模型

现有采用 DEA 方法测度得到的农业生态效率,通常将每个时期构造的前沿面看作是相互独立的,使得效率测度结果不具有跨期可比性。这种以当期决策单元(DMU)构造前沿面往往会因为投入产出变量较多而违背经验法则^①的约束,导致效率的估计值偏高(Cooper 等,2007)^[21]。为了解决跨期可比性问题以及 DMU 不足问题,Pastor 和 Lovell(2005)^[22]提出了全局参比方法。本文借鉴此方法,构建考虑非期望产出的全局超效率 SBM 模型。该模型与传统的 CCR、BCC 模型相比具有如下优点:一是有效解决了径向和角度问题;二是充分考虑了非期望产出问题;三是解决了决策单元效率值为 1 时的排名问题;四是解决了跨期可比性问题以及因投入产出变量过多导致的线性无可行解问题。目前,该模型已应用于中国区域生态效率的测算当中(Huang 等,2014)^[23],同样可用于测算中国的农业生态效率。

假设在 t 时期有 N 个决策单元(DMU),其中有 m 种投入, s_1 种期望产出, s_2 种非期望产出。对于第 k 个 DMU_k ,其投入、期望产出及非期望产出向量分别记为 $x_{jk}^T, y_{jk}^{g,T}$ 和 $y_{jk}^{b,T}$,且 $x_j \in R_+^m, y_j^{g,t} \in R_+^{s_1,t}, y_j^{b,t} \in R_+^{s_2,t}$ 。在规模报酬不变(CRS)的假设条件下,构造的生产可能性集(PPS)见表达式(1);考虑非期望产出的全局超效率 SBM 模型见表达式(2)。

^①DMU 的数量不应少于投入和产出指标的乘积,同时不少于投入和产出指标的 3 倍。

$$PPS = \left\{ (\bar{x}, \bar{y}^g, \bar{y}^b) \mid \bar{x}^T \geq \sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq k}^L \lambda_j^t x_j^t; \bar{y}^{g,T} \leq \sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq k}^L \lambda_j^t y_j^{g,t}; \bar{y}^{b,T} \geq \sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq k}^L \lambda_j^t y_j^{b,t}, \lambda \geq 0 \right\} \quad (1)$$

$$\min \rho = \frac{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \bar{x}_i^T / x_{ik}}{\frac{1}{s_1 + s_2} \left(\sum_{r=1}^{s_1} \bar{y}_r^{g,T} / y_{rk}^{g,T} + \sum_{q=1}^{s_2} \bar{y}_q^{b,T} / y_{qk}^{b,T} \right)}$$

$$\text{s. t. } \bar{x}_i^T \geq \sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq k}^N \lambda_j^t x_j^t; \bar{y}_r^{g,T} \leq \sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq k}^N \lambda_j^t y_j^{g,t}; \bar{y}_q^{b,T} \leq \sum_{t=1}^T \sum_{j=1, j \neq k}^N \lambda_j^t y_j^{b,t}$$

$$\bar{x}^T \geq x_k^T, \bar{y}^{g,T} \leq y_k^{g,T}, \bar{y}^{b,T} \geq y_k^{b,T}, \bar{y}^{g,T} \geq 0, \bar{y}^{b,T} \geq 0, \lambda_j^t \geq 0 \quad (2)$$

其中, λ_j^t 为权重向量, $\bar{x}_i^T$, $\bar{y}_r^{g,T}$ 和 $\bar{y}_q^{b,T}$ 为被评价 DMU_k 在全局超效率 SBM 模型中的最优解。

为了将松弛变量融入到模型(2)中,根据 Tone(2004)^[24]的思路, $\bar{x}_i^T$, $\bar{y}_r^{g,T}$ 和 $\bar{y}_q^{b,T}$ 可进一步用式(3)表示。

$$\bar{x}_i^T = x_{ik}^T + s_i^-; \bar{y}_r^{g,T} = y_{rk}^{g,T} - s_r^+; \bar{y}_q^{b,T} = y_{qk}^{b,T} + s_q^- \quad (3)$$

其中, s_i^- , s_r^+ , s_q^- 分别为投入、期望产出和非期望产出的松弛变量。

进一步地,根据 Hu 和 Wang(2006)^[25]能源效率测度的思路,分解出各投入产出要素的效率测算公式。结合 Cooper 等(2007)^[21]对于无效率的分解思路,将各投入产出要素的无效率进行完全分解。各投入产出要素的效率分解公式和无效率分解公式分别用式(4)和式(5)表示。

$$e_i = \frac{x_{ik}^T - s_i^-}{x_{ik}^T}, e_r = \frac{y_{rk}^{g,T}}{y_{rk}^{g,T} + s_r^+}, e_q = \frac{y_{qk}^{b,T} - s_q^-}{y_{qk}^{b,T}} \quad (4)$$

$$ie_i = \frac{1}{2m} \frac{s_i^-}{x_{ik}^T}, ie_r = \frac{1}{2(s_1 + s_2)} \frac{s_r^+}{y_{rk}^{g,T}}, ie_q = \frac{1}{2(s_1 + s_2)} \frac{s_q^-}{y_{qk}^{b,T}} \quad (5)$$

两式中从左至右的三个等式分别代表投入要素、期望产出要素和非期望产出要素的效率分解公式及无效率分解公式。效率分解公式得到的是每种要素的效率水平,无效率分解公式得到的是对总的无效率进行的分解,反映每个要素对农业生态效率的提升潜力。

2. Kernel 密度估计

Kernel 密度估计主要对随机变量的概率密度进行非参数估计,可用连续的密度曲线描述随机变量的分布形态,目前已被广泛用于分析各种效率的分布动态演进(刘华军等, 2020; 杨骞等, 2020)^[26-27]。假设随机变量 X 的密度函数为 $f(x)$, 点 x 的概率密度估计见公式(6)。

$$f(x) = \frac{1}{Nh} \sum_{i=1}^N K\left(\frac{X_i - x}{h}\right) \quad (6)$$

其中, N 为观测值的个数, h 为带宽, X_i 为观测值, x 为均值。 $K(\cdot)$ 为核函数, 包括高斯核、三角核、四次核、Epanechnikov 核, 本文选用高斯核函数进行估计, 表达式见公式(7)。

$$K(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{x^2}{2}\right) \quad (7)$$

带宽的选择决定了核密度估计的精度和核密度图的平滑度, 因此对于带宽的选择非常重要。实践中, 样本数越多, 要求的带宽越小, 即 h 是 N 的函数, 且应满足公式(8)。

$$\lim_{N \rightarrow \infty} h(N) = 0, \lim_{N \rightarrow \infty} Nh(N) = N \rightarrow \infty \quad (8)$$

3. 地理探测器

空间分异是空间分层异质性的简称, 在地理上是指子区域内的方差小于子区域间方差的现象(王劲峰和徐成东, 2017)^[28]。为了探测某一变量的空间分异性, Wang 等(2010)^[29]提出了地理探测器方法及其原理。地理探测器既可用于检验单变量的空间分异性, 也可用于揭示造成空间分异的驱动因

素,共包含因子探测、交互作用探测、风险区探测和生态探测四部分。其中,因子探测使用决定力指标(power determinant value)来衡量因变量的空间分异受自变量空间分异的影响程度,目前已在多个领域得到广泛应用(毕硕本等,2015;杨骞等,2019)^[30-31]。本文将采用因子探测方法,通过引入决定力指标 q ,探究中国农业生态效率的驱动因子。某一驱动因子对应的 q 值越大,其对因变量的空间分异的解释程度就越大。

假设研究区域内存在因变量 Y 和驱动因子 $X = \{X_h\}$,其中 $h = 1, 2, \dots, L$; L 为因子 X 的分区数; X_h 代表对因子 X 的不同分区。为了探测因子 X 与因变量 Y 的空间相关性,对因变量 Y 与因子 X 的图层进行叠置,用于表示因子 X 对因变量 Y 的决定力大小的 q 值可由公式(9)表示。

$$q = 1 - \frac{\sum_h^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{SSW}{SST}; SSW = \sum_h^L N_h \sigma_h^2, SST = N \sigma^2 \quad (9)$$

其中, N 为整个研究区域内的单元数, N_h 代表因子 X 的第 h 个分区所包含的单元数, σ^2 表示整个研究区域 Y 值的方差, σ_h^2 为驱动因子 X 的第 h 个子区域内的 Y 的方差。 SSW 和 SST 分别为各个子区域内采样单元的方差之和与全区采样单元的总方差。当某一因子对 Y 具有决定力时,区域内的方差之和就会小于区域间的总方差之和。 q 值表示驱动因子 X 解释了 $100 \times q\%$ 的 Y 的空间分布情况,值域为 $[0,1]$ 。为了比较每个子区域的累积方差是否与整个研究区域的方差显著不同,因子探测还构造了 F 统计量,如式(10)所示。

$$F = \frac{N-L}{L-1} \frac{q}{1-q} \sim F(L-1, N-L; \lambda) \\ \lambda = \frac{1}{\sigma^2} \left[\sum_{h=1}^L \bar{Y}_h^2 - \frac{1}{N} \left(\sum_{h=1}^L \sqrt{N_h} \bar{Y}_h \right)^2 \right] \quad (10)$$

其中, λ 为非中心参数, $\bar{Y}_h$ 为子区域 h 的均值。此外,在进行因子探测之前,若因子 X 为连续型数据,需要将连续的因子 X 转换为离散区间。Cao等(2013)^[32]提供了等间距法(EI)、分位数法(QV)、自然断点法(NB)、几何间隔法(GI)和标准差法(SD)等5种离散化方法。由于每种离散化方法各有优缺点,并且采用不同的离散化方法及分区数量,所求得的 q 值有所差异(毕硕本等,2015)^[30],因此可利用Cao等(2013)^[32]提供的流程选择最优的离散化方法以及最优的区域划分数量。

(二)变量界定及数据处理

广义农业包括种植业、林业、畜牧业和渔业,由于不同地区农业生产部门的投入产出指标差异较大^[9],因此本文以狭义农业(种植业)为研究对象,选择2001—2015年中国30个省市自治区(不包含西藏、香港、澳门和台湾)的投入产出数据,并将其划分为东、中、西部三大地区^①。数据主要来源于国家统计局网站、Wind数据库以及历年的《中国统计年鉴》《中国农村统计年鉴》《中国能源统计年鉴》。

1. 投入、产出变量的界定及数据处理

产出变量的界定及数据处理。产出变量可分为期望产出和非期望产出,期望产出以各地区农业总产值表示,并以2000年为基期进行平减,单位为亿元。非期望产出包括种植业碳排放和面源污染,其中种植业碳排放主要结合王明星等(1998)^[33]、李波等(2011a,2011b)^[34-35]的做法,分别对人工湿地的碳排放、农地活动过程中的碳排放、农业废弃物的碳排放进行测算,农业碳排放量的单位为万吨;农业面源污染参照赖斯芸等(2004)^[36]的做法进行测算,农业面源污染主要包括总氮、总磷和化学需氧量排放。由于种植业面源污染主要由化肥产生,因此本文所测算的面源污染主要包括总氮和总磷,

①东部地区包括北京、天津、河北、辽宁、山东、江苏、浙江、上海、福建、广东、海南;中部地区包括山西、吉林、黑龙江、安徽、江西、河南、湖北、湖南;西部地区包括内蒙古、广西、重庆、四川、贵州、云南、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆。

并且假定所有的化肥投入都会对水环境造成潜在的污染,总磷、总氮排放量的单位为万吨。

投入变量的界定及数据处理。投入变量包括劳动、土地、机械、农药、农膜、化肥、能源和用水等 8 种。其中,劳动投入量的单位为万人;农膜、农药和化肥用量的单位为万吨;能源用量的单位为万吨标准煤;用水量的单位为亿立方米;农机用农机总动力表示,单位为万千瓦;土地用播种面积表示,单位为千公顷。由于人员数量、农机投入、能源投入以及用水投入数据仅能获得广义农业的数据,在无法获得种植业投入数据的条件下,若不对广义农业数据进行相应处理,可能会导致更多的投入冗余,使得农业生态效率的测算结果被整体低估。本文借鉴杜江等(2016)^[15]、王宝义和张卫国(2018)^[16]等学者的做法,以种植业总产值与农林牧渔业总产值之比为权重,估算得到种植业劳动力、机械、能源及用水投入数据。

2. 描述性统计

各投入产出指标的描述性统计见表 1。从总量上看,东部地区的农膜使用量和总氮排放量最多,中部地区除农膜使用量、农业用水量和总氮排放量略低外,其余投入产出变量的均值均高于其他地区,西部地区除用水、劳动力和土地投入量略高外,其余投入产出变量的均值均低于其他地区。从平均增长率上看,2001—2015 年全国农业机械总动力投入的增长最快,其中西部地区农机投入增长率超过 6.5%,说明该地区农业机械化程度显著提高。全国及各地区的劳动力投入呈负增长,且东部地区下降程度最大,说明各地区农业从业人员数量有所下降。东部地区各污染物排放的平均增长率明显低于其他地区,说明东部地区在农业生产过程中更加注重对农业污染物排放的控制。虽然西部地区的农业总产值增长较快,但其农业污染物排放的平均增长率高于其他地区,表明应注重地区农业生态环境的保护。

表 1 2001—2015 年全国及三大区域投入产出指标的描述性统计

变量	平均值				平均增长率(%)			
	全国	东部	中部	西部	全国	东部	中部	西部
农膜	6.474	7.570	6.726	5.962	4.812	3.128	3.288	6.438
农药	5.228	5.905	8.323	2.605	2.496	0.814	3.090	4.576
机械	1 399.843	1 511.950	2 108.614	961.074	4.955	3.172	5.595	6.749
用水	66.926	52.632	73.554	76.219	-0.094	-1.006	0.103	0.396
化肥	169.293	161.098	253.404	127.665	2.667	0.826	2.964	4.041
能源	107.779	111.656	135.935	93.056	3.314	2.328	3.006	4.359
劳动力	551.851	409.131	732.432	533.526	-1.923	-2.497	-2.045	-1.484
土地	5 247.735	3 894.751	8 026.885	4 640.443	0.407	-0.400	0.668	0.981
总产出	626.447	732.238	810.663	462.229	4.328	3.857	4.531	5.213
碳排放	1 332.226	1 065.169	2 355.269	913.453	1.641	0.431	2.697	1.580
总氮	16.478	21.749	17.891	10.714	1.312	-0.015	1.937	3.139
总磷	1.004	0.928	1.754	0.605	3.061	1.182	3.251	3.993

三、中国农业生态效率的空间分异

(一) 中国农业生态效率空间分异的可视化分析

1. 中国农业生态效率的空间格局

图 1 展示了中国农业生态效率的空间分布情况。从全时期看,中国农业生态效率整体水平偏低,2001—2015 年间平均得分不足 0.57。各省份的农业生态效率平均得分有高有低,中部地区相对较

低,东部沿海和西部地区相对较高。从首尾年份看,2015 年中国多数省份的农业生态效率比 2001 年有所提升,生态效率较高的地区主要集中在东部、西部和中部的部分省份,这说明随着时间的推移,接近最优生产前沿面的省份逐渐增多。分时期来看,农业生态效率整体偏低但持续上升,从“十五”时期到“十一五”时期各省的农业生态效率变化较小且普遍偏低,“十二五”时期则有明显提升,且中部低两边高的空间特征有所凸显。

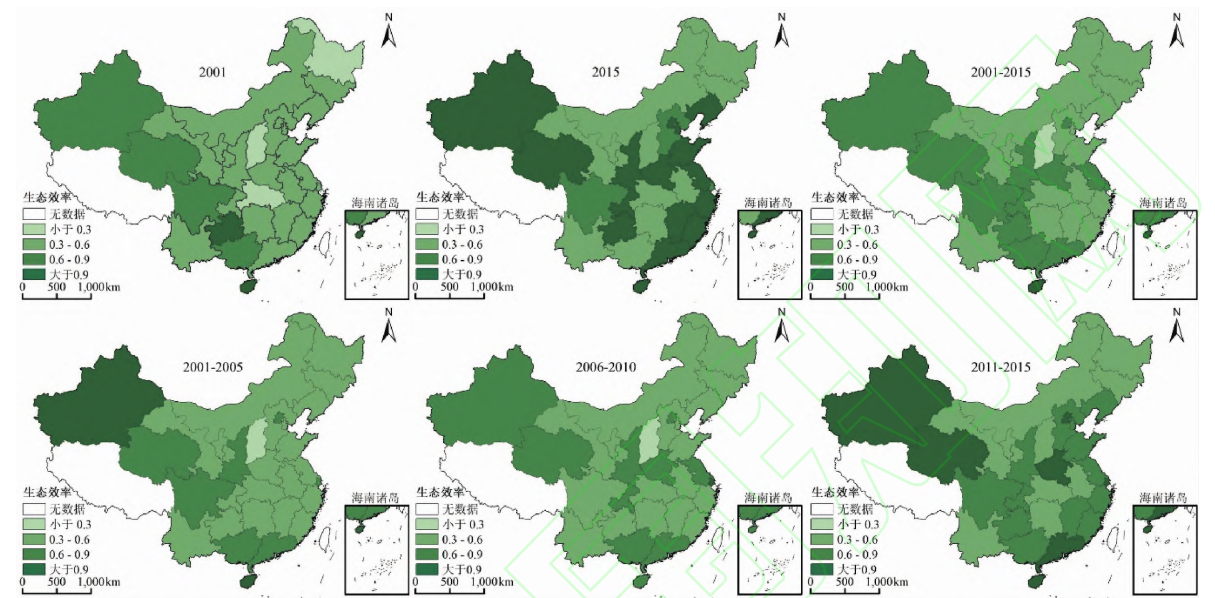


图 1 中国农业生态效率的空间分布

2. 中国农业生态效率空间格局的趋势分析

本文利用 ArcGis 软件中的趋势面分析工具进一步刻画中国农业生态效率的空间分布趋势。图 2 以正东方向为 X 轴、以正北方向为 Y 轴,以垂直方向为 Z 轴,空间中的点代表各省的农业生态效率得分,两条趋势线分别是空间中的点向 X-Z 平面和 Y-Z 平面投影点的拟合线。若两条趋势线平行于 X-Y 平面,说明农业生态效率不存在空间分异特征,趋势线明显倾斜或弯曲,说明存在一定的空间分异特征。从全时期看,中国农业生态效率总体上呈“西高东低,南高北低”的空间分布格局。从首尾年份变化看,在由东到西走向上,2001 年农业生态效率呈“西高东低”的态势,到了 2015 年则呈现出明显的“U”型态势。在由南到北走向上,2001 年农业生态效率呈明显的“U”型态势,而到了 2015 年又呈明显的倒“U”型态势。从分时期变化看,由东到西走向上的“U”型态势逐渐明显,由南到北走向的“U”型态势逐渐消失,呈现出“南高北低”的态势。上述分析进一步证实中国的农业生态效率具有一定的空间分异特征。

3. 中国农业生态效率的分布形态及其演进趋势

为了探究中国分省农业生态效率的分布形态及其演进趋势,本文利用 Kernel 密度估计对考察期内中国农业生态效率的分布形态进行估计,带宽设定为 0.075。图 3 展示了 Kernel 密度估计结果,其中波峰的高度反映了地区内各省农业生态效率的集聚程度,波峰越高说明集中于某一农业生态效率水平下的省份越多。根据图 3,2001—2015 年波峰的高度逐渐下降,且分布曲线逐渐出现右拖尾现象,说明许多省份的农业生态效率有明显改善。但是从整体上看,中国多数省份的农业生态效率集中在 0.4~0.6 之间,且主要波峰向右移动的趋势并不明显,说明多数省份农业生态效率偏低的现象长期存在。2012 年以后,农业生态效率较高的省份逐渐增多,“高高集聚、低低集聚”的“双峰”形态逐渐显现,而到了 2015 年,有效率的省份明显增加,且超过了低效率集聚的省份数量。说明中共十八大以

来,中国各省的农业生态效率水平存在着较为明显的两级分化现象,对于表现较差的省份,应当在保证农业正常生产的前提下促进绿色发展,以提升农业生态效率。

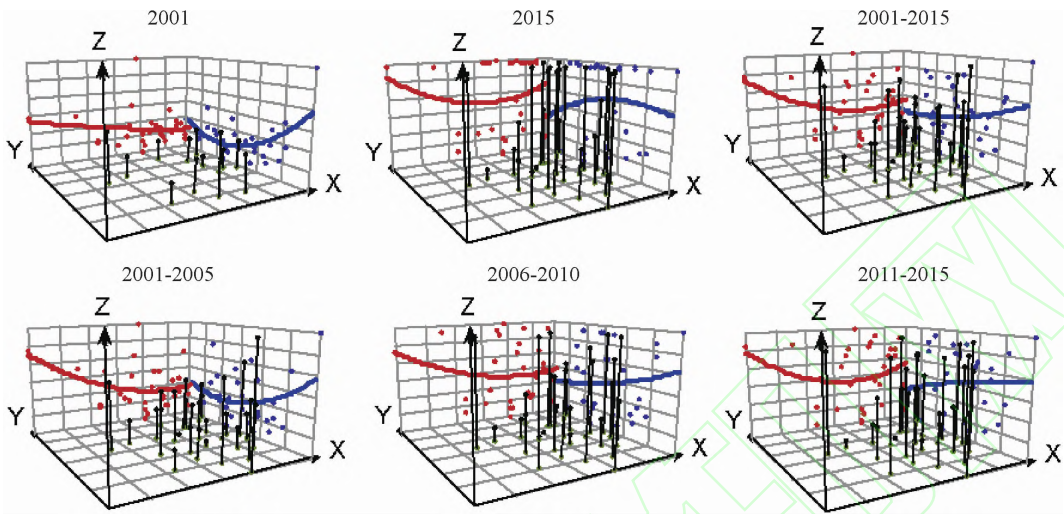


图2 中国农业生态效率的趋势线

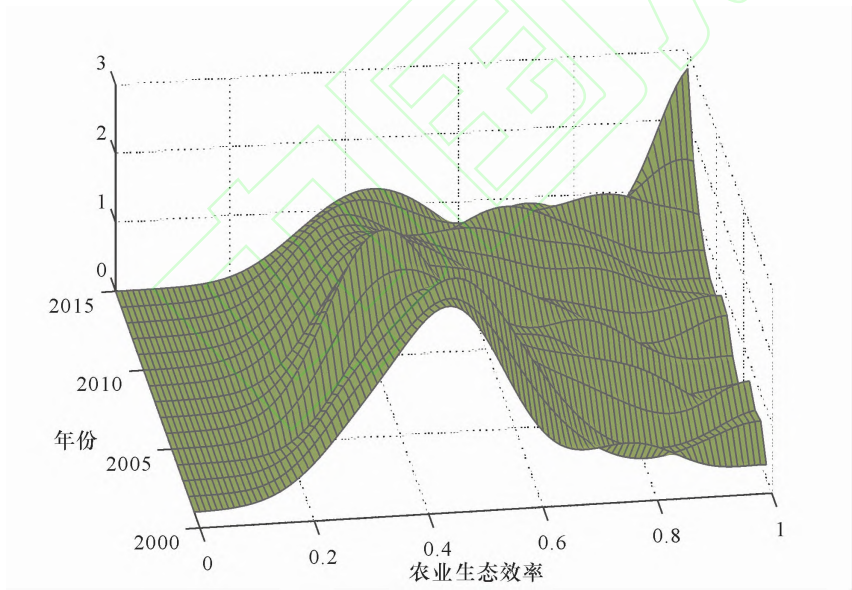


图3 中国农业生态效率的分布形态及其演进趋势

(二)中国农业生态效率的空间分异及其驱动因素

1. 三大地区分层方式下中国农业生态效率的空间分异

本文利用地理探测器方法,以东中西三大地区的分层方式为驱动因子,分别考察经济分区对农业生态效率和各投入产出要素效率空间分异的解释能力,结果见表2。从驱动力 q 值的显著性上看,中国农业生态效率存在着较为显著的空间分异特征,即东中西三大区域内部农业生态效率的方差之和显著小于所有区域之间农业生态效率的总方差。同理,在投入产出要素效率中,农药、农机、化肥、劳动和土地利用效率,以及二氧化碳和总磷排放效率也存在着显著的空间分异。从驱动力 q 值的解释能力上看,整个样本考察期内,以三大地区为分层方式的驱动因子对农业生态效率的空间分异的解释

程度为 26.9%,普遍低于投入产出效率的解释能力。其中,三大地区对农业碳排放效率的解释程度最高,达到了 33.8%,表明农业碳排放效率的空间分异更易受经济分区的影响。分时期来看,三大地区分层对农业生态效率空间分异的解释程度从“十五”时期的 22.4% 上升到了“十二五”时期的 32.6%,说明经济分区对于农业生态效率空间分异的解释能力逐渐增大。在投入要素和产出要素的利用效率中,三大地区对农药利用效率空间分异的解释程度在下降,反映了三大地区之间农药利用效率的差距在缩小。除农药以外,三大地区分层方式下的驱动因子对其余投入要素和产出要素利用效率的解释程度有所增加,这些投入产出要素效率与农业生态效率联系紧密,因此在三大地区分层方式下,造成农业生态效率空间分异的原因很可能是多种投入产出要素效率的空间分异。

表 2 三大地区分层方式对中国农业生态效率及各要素效率空间分异的驱动力

因变量	十五	十一五	十二五	全时期
农业生态效率	0.224 ** (0.046)	0.213 * (0.054)	0.326 ** (0.011)	0.269 ** (0.024)
农膜利用效率	0.095 (0.269)	0.010 (0.893)	0.150 (0.212)	0.027 (0.706)
农药利用效率	0.326 *** (0.007)	0.324 *** (0.007)	0.144 (0.187)	0.305 *** (0.008)
农业机械利用效率	0.197 * (0.072)	0.221 * (0.054)	0.298 ** (0.018)	0.243 ** (0.038)
农业用水效率	0.014 (0.838)	0.093 (0.308)	0.201 * (0.083)	0.093 (0.317)
化肥利用效率	0.278 ** (0.018)	0.272 ** (0.021)	0.358 *** (0.005)	0.334 *** (0.008)
能源利用效率	0.049 (0.523)	0.050 (0.510)	0.184 * (0.077)	0.068 (0.390)
劳动力投入效率	0.256 ** (0.032)	0.233 ** (0.047)	0.267 ** (0.030)	0.288 ** (0.022)
土地利用效率	0.229 ** (0.049)	0.287 ** (0.023)	0.357 *** (0.008)	0.324 ** (0.013)
二氧化碳排放效率	0.251 ** (0.037)	0.286 ** (0.023)	0.409 *** (0.003)	0.338 *** (0.010)
总氮排放效率	0.234 ** (0.056)	0.118 (0.216)	0.238 ** (0.034)	0.167 (0.110)
总磷排放	0.242 ** (0.034)	0.258 ** (0.029)	0.382 *** (0.004)	0.330 *** (0.009)

注:括号内为 P 值,用于检验 q 值是否显著。*、**、*** 分别表示在 1%、5%、10% 水平下显著。表 3 同。

2. 要素效率水平分层方式下中国农业生态效率的空间分异

三大地区划分标准是中国农业生态效率空间分异驱动因子的重要分层方式。实际上,造成中国农业生态效率空间分异的原因有多种,驱动因子的分层方式也不止一种,需要根据不同的研究设定不同的驱动因子。由于各投入产出要素的效率水平与农业生态效率联系紧密,本文将对各省的投入产出要素按照不同的效率水平进行分区,并将分区后的投入产出效率类别变量作为驱动因子,考察农业生态效率空间分异的驱动因素。在要素效率水平区间划分的分层方式上,为了使各驱动因子对于农

业生态效率空间分异的决定力能够进行跨期比较,采取等间距法对每个投入要素的效率值进行离散化,并规定区域1的效率取值范围为[0,0.3),区域2的效率取值范围为[0.3,0.6),区域3的效率取值范围为[0.6,0.9),区域4的效率取值范围为大于0.9的区间。表3列出了中国农业生态效率空间分异的驱动因素及其对中国农业生态效率空间分异的解释能力。农业生态效率空间分异的驱动因素包括8个投入要素的效率水平和3个非期望产出的效率水平。从 q 值的显著性上看,全时期除了总氮排放效率所对应的 q 值在10%的显著性水平上显著以外,其他驱动因子所对应的 q 值均在5%的显著性水平上显著,说明各要素效率等级子区域内农业生态效率的方差之和显著小于总体区域农业生态效率的总方差。通过对比发现,各投入产出要素效率等级分层方式比三大地区分层方式得到的结果更加显著,因此,按照效率等级进行分层更加凸显了农业生态效率的空间分异。

表3 各要素效率等级分层方式对中国农业生态效率空间分异的驱动力(q 值)

驱动因子	十五	十一五	十二五	全时期
农膜	0.304 **	0.390 ***	0.402 ***	0.440 ***
	(0.029)	(0.006)	(0.006)	(0.002)
农药	0.309 ***	0.281 **	0.588 ***	0.369 ***
	(0.007)	(0.015)	(0.000)	(0.003)
农业机械	0.758 ***	0.793 ***	0.875 ***	0.821 ***
	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)
用水	0.370	0.398 **	0.573 ***	0.471 **
	(0.190)	(0.017)	(0.000)	(0.020)
化肥	0.730 ***	0.683 ***	0.619 ***	0.593 ***
	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.002)
能源	0.256 *	0.187 *	0.538 ***	0.238 **
	(0.087)	(0.076)	(0.000)	(0.037)
劳动力	0.562	0.595 ***	0.578 ***	0.538 **
	(0.108)	(0.006)	(0.000)	(0.013)
土地	0.641 *	0.762 ***	0.826 ***	0.737 ***
	(0.094)	(0.000)	(0.000)	(0.004)
碳排放	0.562 ***	0.621 **	0.751 ***	0.662 ***
	(0.010)	(0.021)	(0.000)	(0.003)
总氮	0.256 *	0.320	0.321 **	0.299 *
	(0.087)	(0.152)	(0.029)	(0.099)
总磷	0.378 **	0.449 **	0.748 ***	0.412 **
	(0.018)	(0.028)	(0.000)	(0.028)

从全时期看,与按照三大地区划分标准作为分层方式的驱动因子相比,投入产出要素的效率等级的分层方式对农业生态效率空间分异的解释程度明显增强。其中,农业机械利用效率、土地利用效率以及农业碳排放效率的驱动力分别为0.821、0.737和0.662,对农业生态效率空间分异的解释能力均超过了60%。说明不同的农业机械利用效率、土地利用效率以及农业碳排放效率水平分区是中国农业生态效率空间分异的主要原因。分时期来看,“十五”时期对中国农业生态效率空间分异的解释能力超过60%的驱动因素有三个:农业机械使用效率(75.8%)、化肥利用效率(73.0%)和土地利用效率(64.1%)。“十一五”时期解释力超过60%的驱动因素有四个:农业机械使用效率(79.3%)、土地利用效率(76.2%)、化肥利用效率(68.3%)和农业碳排放效率(62.1%)。“十二五”时期解释力超过

60%的驱动因素有五个:农业机械使用效率(87.5%)、化肥利用效率(61.9%)、土地利用效率(82.6%)、农业碳排放效率(75.1%)和总磷排放效率(74.8%)。上述分析表明,多种驱动因素主导了中国农业生态效率的空间分异,其中农机利用效率、土地利用效率和农业碳排放效率的空间分异是导致中国农业生态效率空间分异的最主要因素。在三个时期内,除化肥利用效率之外,其余驱动因子对农业生态效率空间分异的影响有逐渐增大的趋势,污染排放效率逐渐成为最重要的驱动因素。

3. 中国农业生态效率空间分异驱动力的变动趋势

为了考察各驱动因素决定力的演进趋势,本文分别展示了 2001—2015 年要素等级分层和三大地区分层两类驱动因子驱动力的强弱变动情况,结果如图 4 所示。

图 4a 为投入要素效率等级对于中国农业生态效率空间分异的决定力。在投入要素的驱动因素方面,多数年份的农机利用效率和土地利用效率对农业生态效率空间分异的影响程度最大。农业用水效率、农用能源效率和农药利用效率对农业生态效率空间分异的影响程度呈波动上升趋势,其中,农业用水效率驱动因素的增长最为迅速,决定力从 2001 年的不足 0.2 上升到 2015 年的 0.8 以上。可以预测,2015 年之后,农机、土地、化肥利用效率以及农业用水效率作为中国农业生态效率空间分异主要驱动因素的状况短时间内不会改变。图 4b 为非期望产出效率等级对于中国农业生态效率空间分异的决定力,结果表明,农业碳排放效率为中国农业生态效率空间分异的主要产出因素,其次为总磷排放效率的决定力,总氮排放效率的决定力最低。从决定力的演进趋势上看,农业碳排放效率和总磷排放效率空间分异的决定力在整个考察期内呈波动上升趋势,总氮排放效率的决定力在 2006 年之前呈波动下降趋势,2006 年之后呈波动上升趋势。图 4c 为三大地区驱动因素对于农业生态效率空间分异的决定力。三大地区分层方式对于农业生态效率空间分异的解释程度总体上呈上升趋势,2015 年的决定力为 0.354,比 2001 年增加了 72.9%,但仍小于要素效率驱动因子的决定力。

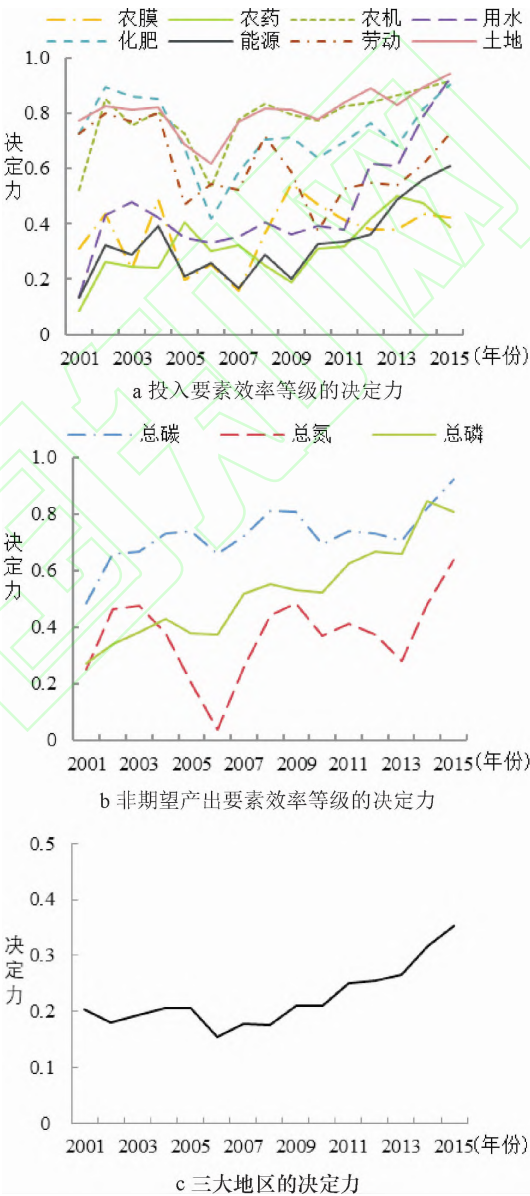


图 4 中国农业生态效率空间分异驱动因素的决定力

四、中国农业生态效率的提升潜力

本节利用基于 DEA 松弛分析的要素无效率分解公式,从分省和区域两个层面考察中国农业生态效率的提升潜力,为区域农业生态效率的协同提升提供现实依据。

(一) 各省份农业生态无效率的分解结果

中国农业生态无效率的程度即为农业生态效率的提升潜力,无效率程度越高,提升潜力越大。本

文基于松弛测度,按照 8 个投入及 4 个产出的分项指标对各地区农业生态无效率进行分解。根据分解结果^①,2001—2015 年农业投入要素无效率的均值为 0.020,非期望产出要素无效率的均值为 0.044,表明非期望产出是造成中国农业生态低效率的主要来源。从投入要素的分项指标上看,农机动力使用、农业用水、化肥利用、劳动力投入和土地利用等方面存在较大冗余。其中,黑龙江的农膜使用无效率程度最高,湖北的农药投入无效率程度最高,山西的农机利用无效率程度最高,内蒙古和宁夏的农业用水无效率程度最高,山西和内蒙古的化肥利用无效率程度最高,黑龙江的农用能源利用无效率程度最高,山西的劳动力投入无效率程度最高,内蒙古的土地利用无效率程度最高。从非期望产出要素的分项指标上看,三种污染物的过量排放程度均大于投入要素的冗余程度,其中,山西、安徽、湖南、内蒙古、云南及黑龙江的农业碳排放无效率程度较高,湖北和湖南的总氮排放无效率程度较高,湖北省的总磷排放无效率程度较高,这些省份的污染排放有待缩减。上述分析表明,可以根据各个省的具体情况缩减投入冗余和过量的非期望产出。通常缩减投入冗余也会缩减污染排放,因此,对于农业生态效率较低的省份,在农业生产过程中可以通过调整农业种植结构、提高施肥技术、合理灌溉及喷洒农药等方式来减少农业污染排放,进而实现农业生态效率的提升。

(二)分地区农业生态效率的提升潜力及各要素无效率省份的占比

借鉴 Kuo 等(2014)^[37]的思路,若大多数省份需通过增加或减少某些指标来提高农业环境效率,那么这些指标是提高农业发展总体效率相对更重要的指标,也是后续管理和改进战略的参考,即统计各个地区需要在某一指标上进行改进的省份数量,若数量较多,说明这一指标是提高该地区效率的重点。本文将同时考察农业生态效率的提升潜力和无效率省份的占比情况(见表 4),若某地区的某一要素效率提升潜力很大,并且该要素无效率的省份较多,那么可将该要素作为这一地区的重点改进指标。

表 4 全国及三大地区农业生态效率的提升潜力及各要素无效率省份的占比 %

地区	提升潜力				无效率省份的占比			
	东部	中部	西部	全国	东部	中部	西部	全国
农膜	0.967	2.480	1.406	1.532	48.000	65.556	56.364	58.222
农药	0.475	1.697	0.445	0.790	34.667	68.889	29.697	46.222
农机	2.101	4.239	2.453	2.800	70.667	97.778	83.636	83.778
用水	1.521	2.195	2.546	2.076	74.000	74.444	80.000	78.889
化肥	1.501	3.040	1.960	2.080	76.667	97.778	86.667	86.889
能源	0.824	1.954	1.140	1.241	40.000	45.556	52.121	51.556
劳动力	1.620	3.124	3.101	2.564	70.667	92.222	86.061	83.556
土地	2.005	3.933	3.122	2.929	74.667	97.778	86.667	86.222
碳排放	4.051	8.248	5.082	5.548	74.667	97.778	78.788	83.333
总氮	4.687	5.847	2.707	4.270	76.667	77.778	63.636	74.444
总磷	2.213	5.863	2.895	3.436	48.000	93.333	79.394	73.778
投入产出平均	1.997	3.875	2.442	2.661	62.606	82.626	71.185	73.354
投入平均	1.377	2.833	2.022	2.002	61.167	80.000	70.152	71.917
产出平均	3.650	6.653	3.561	4.418	66.444	89.630	73.939	77.185

①受篇幅限制,测度结果仅用文字描述。

从全国来看,在投入要素中,中国的农机利用效率、农业用水效率、化肥利用效率、劳动力投入效率和土地利用效率的提升潜力均超过了2%,并且这5种投入要素无效率省份的全国占比均在70%以上。在产出要素中,三类污染物排放效率的提升潜力均大于投入要素的提升潜力,且三类污染物无效率省份的全国占比也超过70%,表明绝大多数省份存在投入冗余和非期望产出过量的现象。分地区来看,中部地区投入产出的提升潜力及无效率省份的占比最大,其次为西部地区,东部地区最小。具体而言,中部地区除农业用水投入的提升潜力低于西部地区以外,其余要素投入和非期望产出的提升潜力均为最大,并且该地区要素无效率省份的占比均在50%以上,表明中部地区一半以上的省份需要改变发展现状,提升农业生态效率。西部地区总氮排放效率的提升潜力及无效率的省份都小于其他地区,但农业用水效率提升潜力最大且农业用水无效率的省份占到80%,说明在农业生产过程中应注重水资源的合理使用,避免水资源浪费。对于东部地区而言,尽管其农业生态效率较高,但仍然存在较大的提升潜力,比如东部地区非期望产出的提升潜力高于西部地区,原因在于东部地区的城市化进程已将大量耕地转移到了中西部地区,在有限的土地资源上,东部地区在通过过量的化肥、农药投入来实现农业产值增长的同时也带来了环境污染。

五、研究结论及政策建议

本文采用GB-US-SBM模型测算了2001—2015年中国30个省市自治区的农业生态效率,利用可视化技术展示了中国农业生态效率的测度结果,并利用地理探测器考察了中国农业生态效率空间分异的驱动因素,最后基于松弛分析探究了中国农业生态效率的提升潜力,结论如下:第一,中国农业生态效率整体偏低但持续上升,且存在较为明显的空间分异特征,呈现出“东西高,中间低”的空间格局,并逐步向“高高集聚、低低集聚”的分布形态演化。第二,多种驱动因素主导了中国农业生态效率的空间分异,其中三大地区分层方式对农业生态效率空间分异的解释程度不足30%,不同要素等级分层方式对农业生态效率空间分异的解释程度超过了60%,并且农业机械利用效率、土地利用效率和农业碳排放效率的空间分异始终是农业生态效率空间分异的最主要因素。第三,农机投入、土地投入和农业碳排放不仅是中国农业生态效率空间分异的主要驱动因素,还是提升中国农业生态效率的主要指标。第四,根据全国及三大地区要素效率的提升潜力及无效率省份的占比发现,中部地区投入产出的提升潜力及无效率省份的占比最大,其次为西部地区,东部地区的提升潜力及无效率省份的占比最小。

基于结论,本文提出如下建议:首先,注重转变发展方式,提升农业生态效率。较低的农业生态效率不利于农业绿色可持续发展,应当加快转变粗放式农业生产经营模式,处理好农业经济发展、资源节约和环境保护之间的关系,以生态优先、绿色发展为引领,支撑农业高质量发展。其次,注重中国农业生态效率的空间分异问题,促进区域农业生态效率协同提升。各地区应当结合自身的资源禀赋情况及经济发展水平,制定差异化的农业发展策略,同时要保持区域间的协调互动,学习其他地区农业生产的先进经验,确保各地区农业生态效率在提升中协调、在协调中提升。最后,注重弥补农业生态低效率地区的“短板”,做到“对症下药”。对于农业机械利用效率相对较低的地区,应注重农业机械的合理使用,淘汰能耗大、生产效率低的农业机械;对于土地利用效率较低的地区,应当适度实施休耕政策,防止过度翻耕导致土壤有机碳流失,提高土壤质量,确保耕地的可持续利用;对于农业用水效率相对低下的地区,应当重点提高该地区的灌溉用水有效系数,节约农业用水。

参考文献

[1] PICAZO-TADEO A J, GÓMEZ-LIMÓN J A, REIG-MARTÍNEZ E. Assessing farming eco-efficiency: a data envelopment analysis approach

- [J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(4): 1154-1164.
- [2] HILL S B. Redesigning the food system for sustainability[J]. *Alternatives*, 1985, 12(3/4): 32-36.
- [3] PRETTY J, BENTON T G, BHARUCHA Z P, et al. Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification[J]. *Nature Sustainability*, 2018, 1(8): 441-446.
- [4] 牛敏杰, 赵俊伟, 尹昌斌, 等. 我国农业生态文明水平评价及空间分异研究[J]. *农业经济问题*, 2016(3): 17-25.
- [5] HAN H, DING T, NIE L, et al. Agricultural eco-efficiency loss under technology heterogeneity given regional differences in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 250: 119511.
- [6] 聂弯, 于法稳. 农业生态效率研究进展分析[J]. *中国生态农业学报*, 2017(9): 1371-1380.
- [7] 郝睿. 经济效率与地区平等: 中国省际经济增长与差距的实证分析(1978-2003)[J]. *世界经济文汇*, 2006(2): 11-29.
- [8] HUANG J, XIA J, YU Y, et al. Composite eco-efficiency indicators for China based on data envelopment analysis[J]. *Ecological Indicators*, 2018, 85: 674-697.
- [9] 田伟, 杨璐嘉, 姜静. 低碳视角下中国农业环境效率的测算与分析——基于非期望产出的 SBM 模型[J]. *中国农村观察*, 2014(5): 59-71, 95.
- [10] VLONTZOS G, NIAVIS S, MANOS B. A DEA approach for estimating the agricultural energy and environmental efficiency of EU countries[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2014, 40: 91-96.
- [11] 刘应元, 冯中朝, 李鹏, 等. 中国生态农业绩效评价与区域差异[J]. *经济地理*, 2014(3): 24-29.
- [12] 郑德风, 郝帅, 孙才志. 基于 DEA-ESDA 的农业生态效率评价及时空分异研究[J]. *地理科学*, 2018(3): 419-427.
- [13] PANG J, CHEN X, ZHANG Z, et al. Measuring eco-efficiency of agriculture in China[J]. *Sustainability*, 2016, 8(4): 398.
- [14] 侯孟阳, 姚顺波. 1978—2016 年中国农业生态效率时空演变及趋势预测[J]. *地理学报*, 2018(11): 2168-2183.
- [15] 杜江, 王锐, 王新华. 环境全要素生产率与农业增长: 基于 DEA-GML 指数与面板 Tobit 模型的两阶段分析[J]. *中国农村经济*, 2016(3): 65-81.
- [16] 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[J]. *中国农村经济*, 2018(1): 46-62.
- [17] XIE H, ZHANG Y, CHOI Y. Measuring the cultivated land use efficiency of the main grain-producing areas in China under the constraints of carbon emissions and agricultural nonpoint source pollution[J]. *Sustainability*, 2018, 10(6): 1932.
- [18] 潘丹, 应瑞瑶. 中国农业生态效率评价方法与实证——基于非期望产出的 SBM 模型分析[J]. *生态学报*, 2013(12): 3837-3845.
- [19] CECCHINI L, VENANZI S, PIERRI A, et al. Environmental efficiency analysis and estimation of CO₂ abatement costs in dairy cattle farms in Umbria (Italy): a SBM-DEA model with undesirable output[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 197: 895-907.
- [20] 黎新伍, 徐书彬. 中国农业供给结构失衡的测度及其空间特征研究[J]. *广东财经大学学报*, 2020(4): 87-102.
- [21] COOPER W W, SEIFORD L M, TONE K. *Data envelopment analysis*[M]. 2nd. ed. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2007.
- [22] PASTOR J T, LOVELL C A K. A global malmquist productivity index[J]. *Economics Letters*, 2005, 88(2): 266-271.
- [23] HUANG J, YANG X, CHENG G, et al. A comprehensive eco-efficiency model and dynamics of regional eco-efficiency in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2014, 67: 228-238.
- [24] TONE K. *Dealing with undesirable outputs in DEA: a slacks-based measure (SBM) approach*[R]. Tokyo: National Graduate Institute for Policy Studies, 2003.
- [25] HU J L, WANG S C. Total-factor energy efficiency of regions in China[J]. *Energy Policy*, 2006, 34(17): 3206-3217.
- [26] 刘华军, 乔列成, 孙淑惠. 黄河流域用水效率的空间格局及动态演进[J]. *资源科学*, 2020(1): 57-68.
- [27] 杨骞, 刘鑫鹏, 王珏. 中国战略性新兴产业创新效率的测度及其分布动态[J]. *广东财经大学学报*, 2020(2): 20-34.
- [28] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. *地理学报*, 2017(1): 116-134.
- [29] WANG J F, LI X H, CHRISTAKOS G, et al. Geographical detectors - based health risk assessment and its application in the neural tube defects study of the Heshun Region, China[J]. *International Journal of Geographical Information Science*, 2010, 24(1): 107-127.
- [30] 毕硕本, 计晗, 陈昌春, 等. 地理探测器在史前聚落人地关系研究中的应用与分析[J]. *地理科学进展*, 2015(1): 118-127.
- [31] 杨骞, 王珏, 李超, 等. 中国农业绿色全要素生产率的空间分异及其驱动因素[J]. *数量经济技术经济研究*, 2019(10): 21-37.
- [32] CAO F, GE Y, WANG J F. Optimal discretization for geographical detectors-based risk assessment[J]. *GIScience & Remote Sensing*, 2013, 50(1): 78-92.
- [33] 王明星, 李晶, 郑循华. 稻田甲烷排放及产生、转化、输送机理[J]. *大气科学*, 1998(4): 218-230.

[34]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[J]. 中国人口·资源与环境, 2011(8): 80-86.

[35]李波,张俊飏,李海鹏. 中国农业碳排放与经济发展的实证研究[J]. 干旱区资源与环境, 2011(12): 8-13.

[36]赖斯芸,杜鹏飞,陈吉宁. 基于单元分析的非点源污染调查评估方法[J]. 清华大学学报:自然科学版, 2004(9): 1184-1187.

[37]KUO H F, CHEN H L, TSOU K W. Analysis of farming environmental efficiency using a DEA model with undesirable outputs[J]. Apcbee Procedia, 2014, 10: 154-158.

(责任编辑:胡慧河)

Spatial Differentiation and Promotion Potential of Agricultural Eco-efficiency in China

LIU Hua-jun, SHI Yin

(School of Economics, Shandong University of Finance and Economics, Jinan 250014, China)

Abstract: The global super-efficient SBM model was used to measure the agricultural ecological efficiency of 30 provinces in China from 2001 to 2015, and to examine the spatial differentiation and potential for improvement of agricultural ecological efficiency in China. The results show that the agricultural eco-efficiency in China is generally low, but it is on the rise on the whole; the agricultural eco-efficiency of the eastern and western regions is higher than that of the central region, and the polarization characteristics become more obvious; the degree of the stratification of the three regions for the spatial differentiation of agricultural eco-efficiency is less than 30%, and the degree of the stratification of factor efficiency hierarchy for the spatial differentiation is more than 60%; excessive input of agricultural machinery power and planting area, and excessive agricultural carbon emissions are the important causes for agricultural ecological inefficiency. Therefore, regional agricultural eco-efficiency can be synergically enhanced by avoiding waste of agricultural machinery power, promoting land rotation and fallowing, and strengthening the control of agricultural carbon emission.

Keywords: agricultural eco-efficiency; agricultural input-output; agricultural carbon emission; GB-US-SBM model; geographic detector; spatial differentiation