

湖南省县域农业生态效率的 时空特征及其影响因素

张展^{1,2} 廖小平^{1,2} 李春华¹ 杨灿^{1,2} 阳莎莎¹ 李伊涵¹¹

(1. 中南林业科技大学商学院, 中国湖南 长沙 410004;

2. 湖南绿色发展研究院, 中国湖南 长沙 410004)

【摘要】: 利用湖南省 2008—2018 年县域行政单元农业面板数据, 采用超效率 SBM 与面板 Tobit 回归模型, 结合空间相关性分析方法, 对农业生态效率空间异质性及影响因素进行了实证研究。结果表明: (1) 在研究期内湖南省县域农业生态效率呈现波动中上升的趋势, 整体处于中等效率水平; 空间变化呈现自西向东递减、自南向北递增趋势, 且南北差异大于东西差异。(2) 从全局空间自相关性来看, 除 2009—2010、2015—2017 年外, 湖南省县域农业生态效率呈现正相关特征和波动性空间集聚现象; 从局部空间分异来看, 处于空间正相关的县的数量在研究期内逐年下降, 区域农业生态效率的集聚性呈现递减趋势。农业生态效率高 (HH) 集聚主要分布在湖南省北部和东部部分地区, 空间上有明显的向邻接地区扩散的趋势; 低低 (LL) 集聚主要分布在湖南省南部和西部地区。(3) 不同尺度的农业生态效率影响因素差异明显, 其中, 农民可支配收入和人口数量对农业生态效率产生正向影响, 自然灾害对农业生态效率产生负影响, GDP 和城镇化率对农业生态影响在不同尺度具有不确定性。

【关键词】: 农业生态效率 超效率 SBM 模型 面板 Tobit 模型 农民可支配收入 城镇化率 自然灾害

【中图分类号】: F303.4 **【文献标志码】:** A **【文章编号】:** 1000-8462 (2022) 02-0181-09

湖南省生态农业的发展开始于 1970 年代, 近几年相继出台的《湖南省农业环境保护条例》《湖南省生态农业建设纲要》以及 2020 年《长株潭区域一体化发展规划纲要》等文件对湖南生态农业的发展方向提出了新要求, 虽然从高质量经济发展来看, 湖南省农业经济增效方面取得了重大进展, 但是, 农业的环境状况仍然面临严峻的挑战。对于如何通过提高农业生态效率推进农业高质量发展, 走具有地域特色的农业可持续发展道路, 落实湖南省委的“三高四新”战略和国务院《关于新时代推动中部地区高质量发展的指导意见》, 成为研究人员和管理者关注的重点问题^[1]。

1990 年, Schaltegger 等首次提出生态效率的概念^[2], 即增加的价值与环境影响的比值。这一定义 1992 年被世界可持续发展工商联合会借鉴^[3], 强调生态效率是环境影响最小化同时价值最大化。

目前, 农业生态效率的测度主要采用单一比值法^[4,5]、指标体系法^[6,7]和模型法^[8,9]等, 这些方法各有优缺点。在生态效率评估实践中, DEA 模型法应用最为广泛, 它是以相对效率概念为基础, 根据多投入和多产出指标对决策单元进行相对有效性评价, 能

作者简介: 张展 (1987—), 男, 湖南长沙人, 硕士, 讲师, 研究方向为农林经济管理。E-mail:489604384@qq.com; 廖小平 (1962—), 男, 湖南邵阳人, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向为生态伦理与生态经济。E-mail:lxping6@163.com
基金项目: 国家社会科学基金项目 (21BJY177)

够避免权重设定时存在的主观因素。其中，应用最多的是超效率 SBM 模型，它兼具超效率 DEA 模型和 SBM 模型优势，将非期望产出纳入模型，有效解决了投入产出的松弛现象和排序的并列问题，已逐渐成为测定农业生态效率的主流模型^[10,11]。在用 DEA 模型评价农业生态效率时，非期望产出指标对农业生态效率评估结果的合理性至关重要，然而不同研究者在非期望产出指标的选择和处理上存在较大差异。潘丹等用面源污染为非期望产出指标^[12]，田伟等将碳排放作为非期望产出指标^[13]，王宝义等将农业碳排放和农业污染指数作为非期望产出指标^[14]。另外，鉴于农业是自然条件依赖性大的产业，其生态效率的时间演变以及空间格局特征差异，也是研究者重点分析的问题^[15,16,17]。如郑德凤等耦合非期望产出的 SBM 模型与探索性空间数据分析方法，以县级空间单元尺度的面板数据（2000—2014 年）测算甘肃省农业生态效率，发现甘肃省农业生态效率呈现自西向东、自南向北递减态势，但南北差异小于东西差异^[18]。曾福生等采用组合 DEA 模型和空间自相关分析法，从省域尺度评价 2000—2016 年中国农业生态效率和空间差异^[19]。

综上所述，农业生态效率已经成为全社会关注的热点话题，从现有的文献来看，农业生态效率的测度方法、指标体系和分析角度各具特色，但也存在一定的缺陷和不足，特别是从县域尺度分析农业生态效率及其空间差异的研究还比较缺乏。鉴于此，本文把农业碳排放量和面源污染量等非期望指标引入生态效率评价体系，采用双侧多维度生态效率测度方法，利用非角度非径向超效率 SBM 数据包络模型和探索性空间数据分析方法以及面板 Tobit 回归模型，测度 2008—2018 年湖南省各县域的农业生态效率，探讨农业生态效率的空间异质性特征以及空间分异机制。这种研究不仅能消除传统研究的单边性评价偏差，且能有效解决有效决策单元并列问题。

1 研究理论方法和数据来源

1.1 研究理论方法

1.1.1 农业生态效率测度多维理论

针对不同区域农业生产的特点和特殊的研究目的，传统农业生态效率一般有两种测度方法（图 1）：从产出角度采用期望产出（粮食产量或农业 GDP）与环境代价（温室气体排放或者水污染、水土流失以及生物多样性减少）比值来定义农业生态效率，也有从投入角度以期望成本（土地、资本和劳动力）与非期望成本（农药、化肥以及农膜）比值来定义农业生态效率。从系统评价角度而言，以上仅从投入侧或者产出侧的单边效率评价是把非期望变量与期望变量做互换处理，是用单边效率代替双边农业生态效率，这种处理不仅导致农业生产过程的投入与产出分离，也会引起用部分要素效率代替全要素效率的偏差。鉴于农业生产是产品（服务）生产与环境影响的耦合过程，具有期望产出与非期望产出不可分的特点，本研究从投入和产出角度定义农业生态效率，即对评价单元的经济过程和对环境影响过程进行综合考虑，借鉴参数或者非参数效率生产率测算方法，采用农业生产综合产出与综合投入比进行评价。

1.1.2 超效率 SBM 模型

DEA 方法最早是由 Charnes 等于 1978 年提出的一种处理含多种输入和输出指标评价问题的线性规划技术，对于每个决策单元，DEA 能够求取其效率值或生产力，并识别最优决策单元^[20]。传统 DEA 模型存在有效决策单元并列而无法进行完全排序，为了提高模型的辨别度，研究者对 DEA 模型进行了许多改进，其中，Andersen 等提出的超效率模型是其中易于实现的方法^[21]，该方法中有效的 DMU 的效率是参考其他 DMU 构成的前沿得出，因此其效率值一般大于 1，从而可以对有效决策单元进行评价与排序，但是传统的超效率评价采用径向方法。Tone 在此基础上进一步提出超效率 SBM 模型（superslack-based measure）^[22]，它能够避免量纲不同和径向、角度选择差异带来的偏差与影响等问题，广泛应用于生态效率的评价，不仅可以区别处理期望和非期望产出，而且便于生态效率的优化。超效率 SBM 采用线性规划模型进行建构：

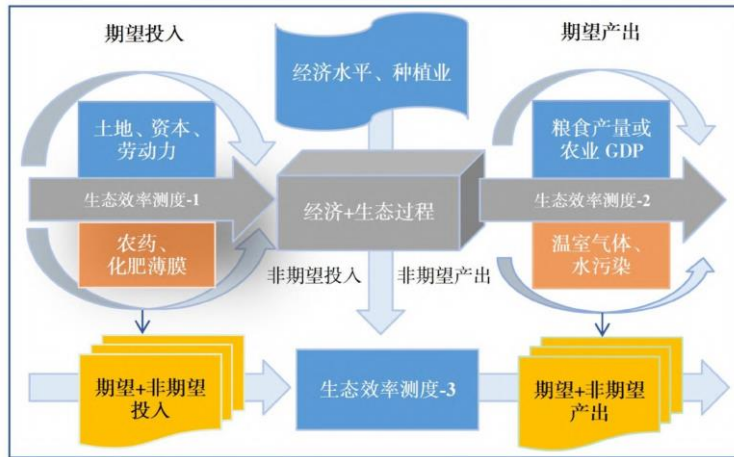


图 1 农业生态效率的要素及多维测度

$$\min p = \frac{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (\bar{x}/x_{ik})}{\frac{1}{s_1 + s_2} \left(\sum_{j=1}^{s_1} \bar{y}^g / y_{jk}^g + \sum_{q=1}^{s_2} \bar{y}^b / y_{qk}^b \right)}$$

$$\begin{cases} \bar{x} \geq \sum_{j=1, \neq k}^n x_{ij} \lambda_j; \bar{y}^g \leq \sum_{j=1, \neq k}^n y_{ij}^g \lambda_j; \bar{y}^b \geq \sum_{j=1, \neq k}^n y_{ij}^b \lambda_j; \\ \bar{x} \geq x_k; \bar{y}^g \leq y_k^g; \bar{y}^b \geq y_k^b; \\ \lambda_j \geq 0, i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n; \\ j \neq 0, s = 1, 2, \dots, s_1; q = 1, 2, \dots, s_2 \end{cases}$$

式中：p 为效率评价价值；x、 y^g 、 y^b 分别代表投入、期望产出和非期望产出指标的数值；m 为投入指标数量； s_1 为期望产出指标数量； s_2 为非期望产出指标数量；n 为 DUM 数量，每个 DMU 由 m 项投入、 s_1 项期望产出和 s_2 项非期望产出构成； λ 表示所对应的投入或产出元素的权重。

1.1.3 空间自相关性分析

空间自相关分析可判断要素空间分布的特征，如集聚、离散程度等，分为全局自相关性分析和局部自相关性分析，用来检验湖南省县域尺度农业生态效率是否存在空间相关性。

1.1.4 面板 Tobit 模型

Tobit 模型，也称为样本模型、受限因变量模型，最先由 Tobin 于 1958 年提出，是因变量在连续但受到某种限制情况下取值的模型^[23]，它适用于因变量 y 有零值，而其他值为正且连续的情况。考虑生态效率的动态性特征，本研究采用面板 Tobit 回归分析。被解释变量为超效 SBM 模型求得的生态效率值，属于受限变量。鉴于 Tobit 固定效应模型不能得到一致、无偏的估计量，所以选用 Tobit 面板随机效应模型，公式如下：

$$\begin{cases} y^* = \alpha + \beta x + \varepsilon, y^* > 0 \\ 0, y^* \leq 0 \end{cases}$$

式中： y^* 为因变量向量； α 为截距项向量； β 为回归参数向量； x 为自变量向量； ε 为随机误差项，独立且服从正态分布。

1.2 评价指标构建与数据来源

1.2.1 研究区

湖南省位于我国中部、长江中游，地处 $108^{\circ} 47' E \sim 114^{\circ} 15' E$ 、 $24^{\circ} 38' N \sim 30^{\circ} 08' N$ ，总面积 21.18 万 km^2 ，占全国国土面积的 2.2%，居全国各省区市第 10 位、中部第 1 位。地貌类型多样，以山地、丘陵为主，大体上是“七山二水一分田”，其中山地面积占全省总面积的 51.2%，丘陵及岗地占 29.3%，平原占 13.1%，水面占 6.4%。湖南三面环山，形成从东南西三面向东北倾斜开口的不对称马蹄状，属亚热带季风湿润气候，年平均气温 $16 \sim 18^{\circ}C$ ，年平均降水量 1200~1800mm，具有“气候湿润、四季分明，热量充足、雨量集中，春温多变、夏秋多旱，严寒期短、暑热期长”的特点。从自然地理和社会经济条件划分，湖南分为长株潭、湘南、湘西和洞庭湖四大区域。

湖南省下辖 14 个地级行政区，其中 13 个地级市，1 个自治州，共有 36 个市辖区、18 个县级市、61 个县、7 个自治县，合计 122 个县级区划。湖南是全国重要的粮食生产基地，有“鱼米之乡”和“湖广熟、天下足”之说。2019 年，全年农林牧渔业增加值 3850.2 亿元，比上年增长 3.5%。其中，农业增加值 2124.0 亿元，增长 3.6%。选取 122 个县（区）作为研究区域，2008—2018 年湖南农业生态效率作为研究对象。

1.2.2 指标体系与数据来源

农业生态效率综合反映了农业经济增长、资源节约和环境保护这三者之间统筹发展关系，考虑湖南省农业生态系统特点，参照以往学者相关研究，根据数据的可获得性、可操作性原则，选取劳动力、土地、资本、机械、灌溉、化肥、农药、农膜等作为农业投入指标；用农业总产值和粮食产量作为期望产出指标；参考李波的农业碳排放估算公式计算农业碳排放总量^[24]和李华等的污染物排放量估算公式计算农业面源污染量^[25]，它们作为农业生产过程中的非期望产出指标，完整的农业生态效率的评价指标体系。上述的投入产出指标数据均来源于历年的《湖南统计年鉴》《湖南农村统计年鉴》，并经计算整理组成 2008—2018 年湖南省 122 个县域的农业生态效率评价面板数据。

2 结果分析与讨论

2.1 湖南省农业生态效率空间异质性特征

2.1.1 农业生态效率空间格局分布

根据农业生态效率评估方法，利用 2008—2018 年湖南省 122 个县域的面板数据，借助 ArcGIS 软件，为了避免分析冗余，选取 2008、2011、2014 和 2018 年几个典型年份，绘制湖南省 122 个县（区）农业生态效率分布图（图 2）。

由图 2 可见，2008 年湖南省农业生态效率完全有效的地域是天心区、长沙县、湘潭县、衡阳县、岳阳县等 62 个县（区），中等效率水平是沅江市，其余 60 个县（区）均为很低效率水平，整体的农业生态效率处于较低水平；2011 年长沙县、邵东县、攸县、华容县、岳麓区等 51 个县（区）的农业生态效率高于其他地区，其余 71 个县（区）均处于较低水平状态，处于完全有效

的县（区）个数相对于 2008 年有所下降，处于低效率水平的县（区）个数有所上升，全省农业生态效率较 2008 年有小幅度降低，整体处于更低效率水平；2014 年全省农业生态效率相比 2011 年有大幅度提升，其中长沙县、湘潭县、安化县、桃源县、龙山县等 71 个县（区）处于完全有效水平，汉寿县、沅江市和衡阳县处于中等率水平，其余 49 个县（区）仍处于较低水平；2018 年农业生态效率处于完全有效状态的县（区）主要分布在以华容县为代表的湘北地区，以长沙县、湘潭县为代表的大部分湘东地区以及一部分其他县（区），共 70 个完全有效县（区），其余县（区）处于中等或较低效率水平，全省农业生态效率整体较 2014 年相对稳定，处于中等效率水平。

2.1.2 农业生态效率空间格局趋势分析

为了剖析研究时段湖南省农业生态效率的空间格局变化趋势，借助 ArcGIS 软件的空间趋势分析方法，选取 2008、2011、2014 和 2018 年 4 个典型年份，以湖南省 122 个县（区）农业生态效率作为 Z 值，X、Y 值分别为正东、正北方向，生成农业生态效率的三维趋势图（图略）。

在东西方向上，2008 年湖南省农业生态效率空间投影呈自西向东上升的趋势，在南北方向上呈自南向北上升的趋势，且变化显著，意味着该时段在省域尺度上农业生态效率空间差异大，这与湘北地区为洞庭湖粮食基地和湘西地区多山区、耕地资源难以利用有关；2011 年，其空间投影在两个方向上仍呈上升的态势，但东西方向上的幅度有所减缓，说明随着对湘西地区的开发与土地的可持续利用，农业生态效率在东西方向上的差距开始缩小，农业生态效率整体状况仍未得到改善，相比 2008 年整体有小幅度降低，其均值下降 0.078；2014 年虽然其在两个方向上仍为上升变化，但相比于 2011 年其趋势更为平滑，且该时段内全省农业生态效率均值呈上升趋势，增值达到 0.2130，空间差异有所下降；2018 年农业生态效率在南北方向的投影趋势线呈斜线形，东西方向上的趋势线较为平滑，农业生态效率均值在 2018 年下降 0.020，变化相对稳定，表明南北差异大于东西差异。

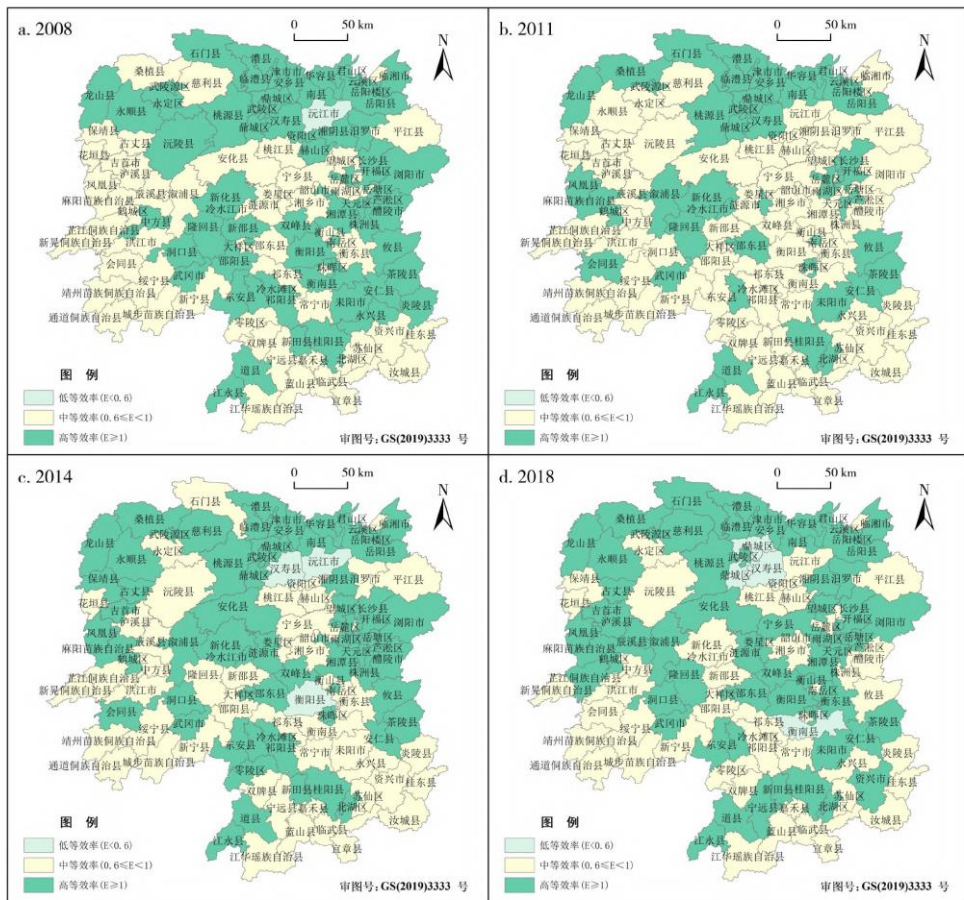


图2 湖南省各县农业生态效率(2008、2011、2014、2018)

2.2 湖南省农业生态效率空间相关性

2.2.1 农业生态效率全局空间自相关分析

依据空间计量经济学原理,基于邻接 Queen 空间权重矩阵方法,运用 GeoDa 软件,计算湖南省 122 个县(区)农业生态效率的全局自相关莫兰指数及其 Z 统计量检验值 Z-value、显著水平 p-value。分析发现,在所研究时段,除 2009—2010、2015—2017 年外,农业生态效率的全局自相关莫兰指数介于 0.141~0.224 之间,且通过了 1%的显著性检验,表明湖南省农业生态效率具有空间自相关特征,即农业生态效率在空间上存在集聚现象。同时,莫兰指数值在 2008、2011—2014、2018 年呈先下降后上升再下降的波动变化形式,表明湖南省农业生态效率在该时段内呈波动性的集聚现象。

2.2.2 农业生态效率局部空间自相关特征分析

由于全局自相关莫兰指数掩盖了某一具体地域的空间集聚特征,因此为了揭示湖南省 122 个县(区)农业生态效率是否存在局部集聚现象,选取 2008、2011、2014 和 2018 年,根据计算的湖南省农业生态效率局部莫兰指数,绘制湖南省各县(区)农业生态效率的 LISA 集聚图(图3)。

从结果可知,在 2008、2011、2014、2018 年处于空间正相关(HH 集聚和 LL 集聚)的县(市、区)分别为 25、15、14、13 个,表明湖南省农业生态效率 HH 集聚和 LL 集聚呈逐年减弱的趋势,HL 集聚呈上升趋势,LH 集聚基本保持不变。通过对比分析 4 种聚集类型可以发现:

HH 集聚的区域主要分布在湖南省的华容县、岳阳县、临澧县等洞庭湖地区,以及岳塘区、浏阳市等长株潭城市群的少数地区。原因在于洞庭湖区是湖南重要的农业生态经济区,其自然和社会经济条件较均一;长株潭城市群地区商品和城郊农业特征显著,因此,这些区域农业生态效率保持了较高水平且对周围地区产生一定的带动作用,具有扩散效应。

LH 集聚的区域主要分布在沅陵县、慈利县、衡山县、石门县和天心区。这些地区靠近 HH 聚集区域,被带动作用显著,其中,石门县和天心区农业生态效率提升明显,由 LH 集聚转变为 HH 集聚,原因在于前者邻接临澧县、澧县等高效率地区,后者邻近岳麓区、芙蓉区、浏阳市等地区,在科技投入、生态保护等方面对其有带动作用。

LL 集聚的区域主要分布在湖南省西部和南部地区,原因在于西部、南部地区受地形影响,地形条件阻碍了农业资源的集约利用。从数量上看,LL 集聚的地区从 2008 年的 12 个降至 2018 年的 5 个,呈减少趋势,表明随着近年来对湘西和湘南地区开发利用的重视和在农业资源集约利用技术上的支持,其农业生态效率有所提高。

HL 集聚区分布较为分散,主要分布在东安县、桂阳县、北湖区、资兴县、会同县等地区,其中会同县处于 LL 集聚与 HL 集聚变动状态,与地形和降雨有关。

分析湖南省农业生态效率的局部集聚特征的时间变化,可以发现,HH 集聚区域呈一定的扩散趋势,其中,石门县和天心区由 LH 集聚转变为 HH 集聚,表明洞庭湖粮食生产基地及芙蓉区、浏阳市等生态效率较高的地区有向周边地区溢出、提高周边地区农业生态效率的效应。LL 集聚区域则呈现逐年下降的态势,湖南省北部、东部的农业生态效率表现为 HH 集聚及南部、西部农业生态效率呈现 LL 集聚,这些生态效率的局部自相关主导着全局自相关特征。

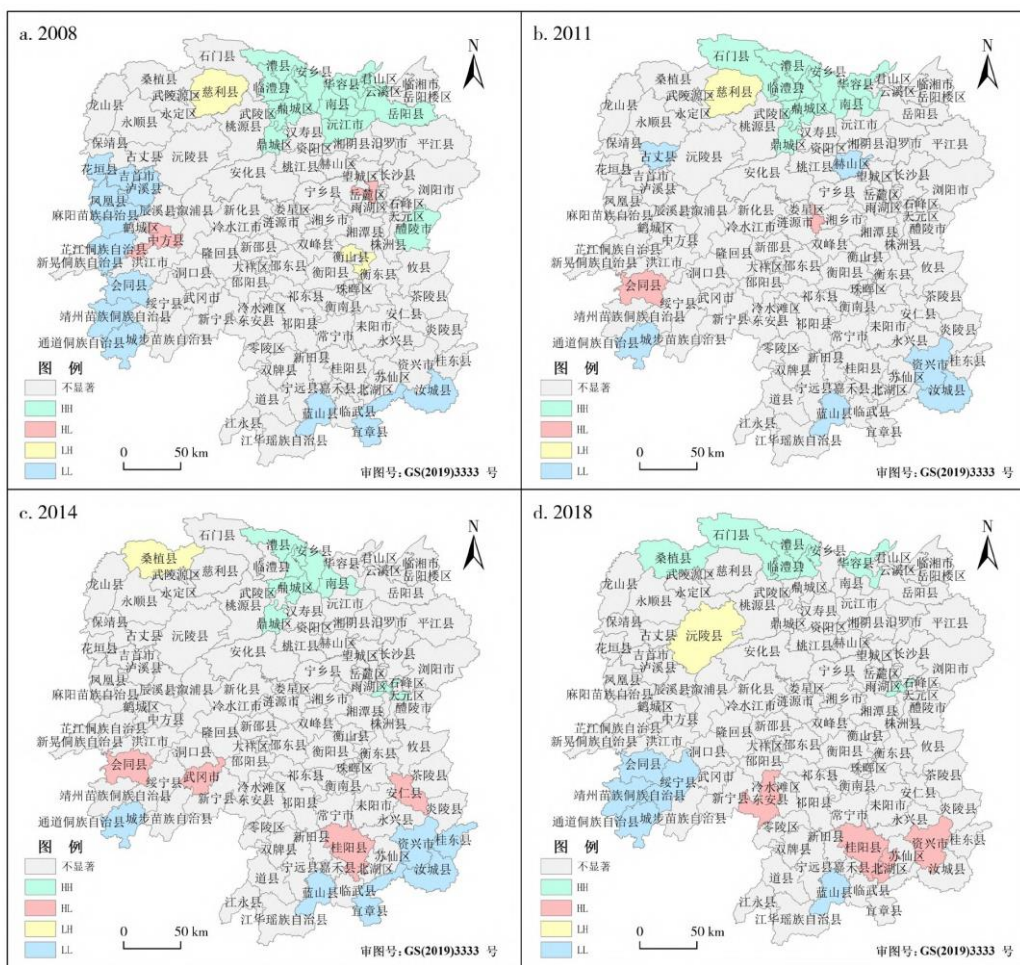


图3 湖南省各县农业生态效率聚集图

2.3 湖南省农业生态效率影响因素分析

识别农业生态效率的影响因素，对农业环境管理具有重要作用。在进行二阶段回归分析时，传统的影响因素估计通常采用普通的最小二乘法(OLS)估算，但是，它没有解释因变量是受限变量的事实。为了分析因变量的受限特征，Bjurek 等采用截取回归Tobit 估计法，然而，他们没有考虑第一阶段获得的 DEA 得分的时间自相关特征^[26,27,28,29,30,31,32]。鉴于湖南省农业生态效率受地域和时间变化影响明显，本研究采用面板 Tobit 模型分省域尺度与区域尺度进行分析。

2.3.1 省域尺度的农业生态效率影响因素分析

综合以往学者的研究，经济水平、自然灾害和社会特征是农业生态效率的主要影响因素^[8,12,14,15,17,18]。参照指标数据的可获得性和可操作性，选取农民可支配收入(元)和地域 GDP(万元)表征经济影响因素，自然灾害发生面积(千 hm²)和自然灾害成灾面积(千 hm²)表征农业生态效率的自然因素，人口(万人)和城镇化率(%)表征社会因素，以上三类指标共同构成湖南省农业生态效率影响因素指标体系。指标数据来源于 2009—2019 年《湖南统计年鉴》和《湖南农村统计年鉴》。

可以看出，在农业生态效率主要影响因素中，区域 GDP 通过 5%的显著性检验，人口和城镇化率通过 1%的显著性检验，表明：

GDP 对农业生态效率具有正向影响。一方面,发达的经济条件有助于加大农业生产投入,提高期望产出;另一方面,也利于加大环保投入,加强农业生态化发展。人口对农业生态效率具有正向效应,人口数量反映社会对粮食的需求量,随着人口的增加,进一步提升了社会对土地集约利用的要求,土地集约利用程度的提高则会带动农业生态效率的提升。城镇化率对农业生态效率的正向效应显著,城镇化率的提高会提高对土地的集约利用程度及土地的规模化生产,加大规模效益的溢出,从而有助于农业生态效率的提高。农民可支配收入对农业生态效率产生正向影响。自然灾害发生面积和自然成灾面积对农业生态效率产生负向作用,但是其影响显著性不明显。

2.3.2 区域尺度的农业生态效率影响因素分析

农业生产对自然环境的依赖程度较大,考虑到湖南洞庭湖、长株潭、湘西和湘南四大地域自然和社会经济条件存在明显差异,为了提出针对性的措施提升农业生态效率,利用面板 Tobit 模型继续分区域探讨生态效率影响因素。

分析发现,在 1% 的显著水平上,农村人均可支配收入对四大区域农业生态效率均产生正向影响,表明农村人均可支配收入越高,区域生态效率越高;而自然灾害发生面积和自然灾害成灾面积对四大区域产生负向影响,表明自然灾害越严重,区域农业生态效率越低;GDP 对四大区域生态效率产生负向影响,依据环境库兹涅茨曲线,经济发展的不同阶段与环境质量之间存在不确定性关系;人口数量变化对农业生态效率产生正向影响,影响不显著;城镇化率对洞庭湖和湘西农业生态效率产生负向作用,对长株潭与湘南生态效率产生正向显著影响。一方面,城镇化率升高,非农人口比重增大,会加大对农产品的需求,提高农业生产的积极性;另一方面,大量青壮年劳动力从农村转移到城镇,导致农村劳动力紧缺,影响农业生产。还需结合当地具体情况,对主导因素进行分析。

3 结论

①本研究基于超效率 SBM 模型,采用 2008—2018 年湖南省 122 个县域尺度的农业生产及环境影响数据,分析农业生态效率。结果表明,在研究期内农业生态效率呈现波动中上升的趋势,整体处于中等效率水平;空间变化趋势呈现自西向东递减,自南向北递增趋势,且南北差异大于东西差异。表明研究时段湖南省农业生态效率受到自然和社会随机性与区域性因素影响明显,效率具有空间收敛性。

②利用空间自相关性分析表征农业生态效率的空间异质性。从全局自相关性来看,除 2009—2010、2015—2017 年外,湖南省县域尺度的农业生态效率呈现正相关特征和波动性空间集聚现象;从局部空间分异来看,处于空间正相关的地区数量在研究期内逐年下降,区域农业生态效率的集聚性呈现递减趋势。农业生态效率高(HH)集聚主要分布在湖南省北部和东部少数地区,空间上有明显的向邻接地区扩散的趋势;低低(LL)集聚主要分布在湖南省南部和西部地区。空间相关性与集聚性是区域社会和经济地域联系的反映,意味着湖南的洞庭湖、长株潭、湘南和湘西四大经济区的区际联系逐步影响农业生态环境条件。

③通过面板 Tobit 回归模型对湖南省农业生态效率演变的驱动力进行分析表明,自然和社会环境因素对农业生态效率空间分布的影响存在空间尺度差异,从不同影响因素同一尺度下的贡献度分析,自然灾害对区域生态效率影响最大,从不同尺度同一影响因素的作用程度来看,地域 GDP 对农业生态效率产生负向影响。

4 讨论

①短期内农业生产不可避免会产生污染,在评估农业生产效率时考虑非期望产出更符合实际。目前评估农业生态效率最广泛使用的方法是数据包络模型(DEA),但 DEA 效率评价要求尽可能缩减投入扩大产出,这与现实中希望污染越小越好的目标相违背。当前处理期望产出与非期望产出的异向性采用六种方法:将非期望产出作为投入进行处理、倒数转换法、双曲线法、转换向量法、方向性距离函数法和 SBM 模型法。基于指标的完备性和模型计算的简便性,本研究将农业面源污染和碳排放两个非期望产

出同时纳入指标体系，并考虑投入产出两个侧面，采用超效率 SBM 模型对研究时段湖南省农业生态效率进行了评价。

②SBM 模型的优点是解决了径向模型对无效率的明显的缺点。SBM 模型的目标函数是使效率值最小化，也就是使投入和产出的无效率值最大化。从距离函数的角度去考虑，被评价 DMU 的投影点是前沿上距离被评价 DMU 最远的点，从被评价者的角度来看，希望以最短的路径达到前沿，SBM 模型提供的目标值显然与此相悖。基于此，方向距离函数成为 SBM 的优化方法。

参考文献:

- [1]刘彦随, 吴传钧. 农业持续发展研究进展及其理论[J]. 经济地理, 2000, 20(1):63-68.
- [2]Schaltegger S, Sturm A. Ökologische Rationalität: Ansatzpunkte zur Ausgestaltung von ökologieorientierten Managementinstrumenten[J]. Die Unternehmung, 1990, 44(4):273-290.
- [3]尹科, 王如松, 周传斌, 等. 国内外生态效率核算方法及其应用研究述评[J]. 生态学报, 2012, 32(11):3595-3605.
- [4]Park P J, Tahara K, Inaba A. Product quality-based eco-efficiency applied to digital cameras[J]. Journal of Environmental Management, 2007, 83(2):158-170.
- [5]王微, 林剑艺, 崔胜辉, 等. 基于生态效率的城市可持续性评价及应用研究[J]. 环境科学, 2010, 31(4):1108-1113.
- [6]J. Van Caneghem, C. Block, P. Cramm, et al. Improving eco-efficiency in the steel industry: The ArcelorMittal Gent case[J]. Journal of Cleaner Production, 2010, 18(8):807-814.
- [7]刘晶茹, 吕彬, 张娜, 等. 生态产业园的复合生态效率及评价指标体系[J]. 生态学报, 2014, 34(1):136-141.
- [8]成金华, 孙琼, 郭明晶, 等. 中国生态效率的区域差异及动态演化研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2014, 24(1):47-54.
- [9]Lauwers L. Justifying the incorporation of the materials balance principle into frontier-based eco-efficiency models[J]. Ecological Economics, 2009, 68(6):1605-1614.
- [10]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, 34(3):24-29.
- [11]李姣, 周翠烟, 张灿明, 等. 基于生态足迹的湖南省洞庭湖生态经济区全要素生态效率研究[J]. 经济地理, 2019, 39(2):199-206.
- [12]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, 33(12):3837-3845.
- [13]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.
- [14]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.

-
- [15]王海飞. 基于SSBM-ESDA模型的安徽省县域农业效率时空演变[J]. 经济地理, 2020, 40(4):175-184.
- [16]李博, 张文忠, 余建辉. 碳排放约束下的中国农业生产效率地区差异分解与影响因素[J]. 经济地理, 2016, 36(9):150-157.
- [17]张伟, 王秀红, 申建秀, 等. 伊犁地区农业生态经济系统的时空分异规律与可持续发展[J]. 经济地理, 2012, 32(4):136-142.
- [18]郑德凤, 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, 38(3):419-427.
- [19]曾福生, 刘俊辉. 区域异质性下中国农业生态效率评价与空间差异实证——基于组合DEA与空间自相关分析[J]. 生态经济, 2019, 35(3):107-114.
- [20]Charnes A, Cooper W W, Rhodes E. Measuring the efficiency of decision making units[J]. European Journal of Operational Research, 1978, 2(6):429-444.
- [21]Andersen P, Petersen N C. A Procedure for ranking units in data envelopment analysis[J]. Management Science, 1993, 39(10):1261-1264.
- [22]Tone K. A slacks-based measure of super-efficiency in data envelopment analysis[J]. European Journal of Operational Research, 2002, 143(1):32-41.
- [23]Tobin J. Estimation of relationships for limited dependent variables[J]. Econometrica, 1958, 26(1):24-36.
- [24]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, 21(8):80-86.
- [25]李华, 马丽. 绵阳市农业面源污染特征与区域差异分析[J]. 河南农业科学, 2014, 43(11):59-64.
- [26]Bjurek H, Kjulin U, Gustafsson B. Efficiency, productivity and determinants of inefficiency at public day care centers in Sweden[J]. Scandinavian Journal of Economics, 1992, 94(2):173-187.
- [27]Simar L, Wilson P W. Estimation and inference in two-stage, semiparametric models of production process[J]. Journal of Econometrics, 2007, 136(1):31-64.
- [28]Hoff A. Second stage DEA: Comparison of approaches for modelling the DEA score[J]. European Journal of Operational Research, 2007, 181(1):425-435.
- [29]Wooldridge J M. Econometric Analysis of Cross Section and Panel Data(2nd) [M]. Cambridge, MA:MIT Press, 2010.
- [30]McDonald J. Using least squares and Tobit in second stage DEA efficiency analyses[J]. European Journal of Operational Research, 2009, 197(2):792-798.
- [31]Ramalho E A, Ramalho J J S, Henriques P D. Fractional regression models for second stage DEA efficiency

analysis[J]. Journal of Productivity Analysis, 2010, 34(3):239-255.

[32] Papke L E, Wooldridge J M. Econometric methods for fractional response variables with an application to 401(K) plan participation rate[J]. Journal of Applied Econometrics, 1996, 11(6):619-632.