

中国粮食主产省(区)农业生态效率评价与比较

——基于DEA和Malmquist指数方法

许朗^{1,2}, 罗东玲^{1,2*}, 刘爱军^{1,2}

(南京农业大学 a. 经济管理学院; b. 中国粮食安全保障研究中心, 江苏 南京 210095)

摘要: 运用DEA方法测算出中国13个粮食主产区2000—2012年的农业生态效率,并运用Malmquist指数方法进行动态分析。结果表明,2000—2012年中国粮食主产区农业生态效率均值仅为0.928,只有6个省份的投入产出达到最优水平,其余省份的生产资源投入存在一定程度的效率损失。从2000和2012年的对比分析来看,辽宁、内蒙古、江苏、湖北、湖南和四川的农业生态效率一直保持较高水平,河南、河北、山东和安徽则都处于非DEA有效状态。从动态分析结果来看,虽然中国粮食主产区农业生态效率整体呈上升趋势,但农业生产技术进步和综合技术效率损失并存,技术进步、纯技术效率和规模效率是影响农业生态效率的主要因素。

关键词: 粮食主产省(区); 农业生态效率; DEA方法; Malmquist指数方法; 评价; 比较

中图分类号: F224

文献标志码: A

文章编号: 1009-2013(2014)04-0076-07

Evaluation and comparison of agricultural eco-efficiency in major grain-producing areas:

Based on DEA method and Malmquist index method

XU Lang^{1,2}, LUO Dong-ling^{1,2*}, LIU Ai-jun^{1,2}

(a. College of Economics and Management; b. China Center for Food Security Studies, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: The paper applies DEA method to measure the agricultural eco-efficiency of 13 major grain-producing provinces from 2000 to 2012, and then makes a dynamic analysis using Malmquist index method. Results show that the average value of agricultural eco-efficiency in major grain-producing areas is only 0.928 from 2000 to 2012. Only 6 provinces have reached the optimal level of the input-output ratio in the agricultural production process. There is a certain degree of efficiency loss of production resources input in the remaining provinces. The agricultural eco-efficiency of Liaoning, Inner Mongolia, Jiangsu, Hubei, Hunan and Sichuan has always been maintained at a higher level from the comparative analysis of 2000 and 2012. Henan, Hebei, Shandong and Anhui were in a non DEA state. Judging from the dynamic analysis results, the agricultural eco-efficiency of the main-grain producing areas shows a rising trend in the past 13 years, while the technology progress and comprehensive technical efficiency losses exist at the same time. Technology progress, pure technical efficiency and the scale efficiency are the main factors which influence agricultural eco-efficiency.

Key words: major grain-producing areas; agricultural eco-efficiency; DEA method; Malmquist index method; evaluation; comparison

一、问题的提出

生态效率是衡量经济发展和生态环境和谐统一的重要指标之一^[1]。1992年世界可持续发展工商

业联合会定义生态效率为:“通过提供满足人类需要和提高生活质量的有价格竞争优势的产品与服务,同时使整个生命周期的生态影响与资源强度逐渐降低到一个至少与地球的估计承载能力一致的水平来实现,并同时达到环境与社会协调发展的目标。”^[2]世界经济合作发展组织认为生态效率就是“生态资源满足人类需要的效率”,可将其视为一种产出与投入的比值^[3-4]。1995年, Claude Fussler

收稿日期: 2014-04-29

基金项目: 教育部人文社会科学研究一般项目(12YJA790162)

作者简介: 许朗(1961—),男,江苏扬州人,教授,主要研究方向为农业技术经济。*为通讯作者。

在《工业生态效率的发展》文中对生态效率如何运用指导产业可持续发展进行了阐述^[5]。近年来,生态效率的应用范围逐渐扩大^[6-10]。

目前中国农业经济在快速发展的同时面临严重的环境问题。农户普遍采取“高投入高产出”的生产模式,生产资料过量投入、温室气体排放、秸秆焚烧等诱发的农业面源污染不仅威胁到农产品质量安全,破坏人类生存环境,同时也严重制约农业的可持续发展。近年学界对农业生态效率问题日益关注。周震峰认为提高农业生态效率不但应关注农业资源的最大限度利用,还应重视减轻农业废弃物造成的内源性污染,从根本上解决农业环境污染问题^[11]。吴小庆以盆栽水稻实验为例从微观上测算了农业生态效率^[12],并建立农业生态效率评价指标体系,运用偏好锥的 DEA 模型对无锡市 1998—2008 年农业生态效率进行了评价^[13]。陈遵一运用 DEA 方法,对安徽省 17 个地市的农业生态效率进行了综合分析^[14]。潘丹将农业面源污染作为非期望产出指标,采用非径向、非角度的 SBM 模型测算中国 30 个省份的农业生态效率,并给出了农业生态效率的改善途径^[15]。程翠云利用基于机会成本的经济核算方法对中国 2003—2010 年的农业生态效率进行总体分析与评价,并运用回归模型分析农业生态效率的影响因素。结果表明,中国农业生态效率总体水平比较低,但呈逐年好转趋势,劳动力资源和 COD 环境要素在不同时期对生态价值增长起到关键作用^[16]。

可以看出,学者们关于农业生态效率的研究已取得丰硕成果,但已有研究多是从全国省域层面或者市域层面,缺乏针对粮食主产区的专门研究。2003 年,财政部依据各地主要农产品产量等指标明确黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、河北、河南、山东、江苏、安徽、江西、湖北、湖南、四川共 13 个省份为粮食主产区。笔者拟以粮食主产区为研究对象构建农业生态效率评价指标体系,搜集整理该区域 2000—2012 年农业生产和污染产排的相关数据,运用 DEA 方法测算其农业生态效率水平,并运用 Malmquist 指数方法进行动态分析,探究粮食主产区农业生态环境变化趋势与根源。

二、研究方法 with 数据来源

1. 研究方法

目前,现有文献关于生态效率的测度方法归纳

起来主要有单一比值法、指标体系法和模型法^[10,17]。其中单一比值法即按照价值和影响的比值计算,操作简单,但不利于从整体上对资源潜力的发挥进行挖掘。指标体系法通过事先设定评价指标可以综合衡量社会、经济和自然子系统的协调关系,但指标选取和权重确定具有一定主观性。模型法主要是通过运用 DEA 方法,结合投入产出数据分析资源环境约束下的农业系统资源利用效率,能够弥补前两种方法的不足。因此,DEA 方法被广泛运用到生态效率的研究中。

DEA 方法是 Charnes 等于 1978 年提出的一种以线性规划为工具,对相同类型决策单元(DUM)的相对有效性进行评价的非参数统计方法。该方法无需设定模型的具体形式,也无需对数据进行无量纲化处理,避免人为设定权重对测算结果的主观影响。DEA 模型可以分为规模报酬可变模型(VRS)和规模报酬不变模型(CRS)。在 VRS 模型中,技术效率(也称综合效率)分解为纯技术效率和规模效率两部分^[18]。本文旨在研究粮食主产区农业生态效率水平,并试图找出其低效的原因,因而采用 VRS 模型进行分析,以期从技术和规模上提出相应的改进建议。

Malmquist 指数方法基于 DEA 方法提出,是目前使用比较广泛的效率动态评价方法。它是利用距离函数的比率来计算决策单元投入产出效率变动情况。距离函数的构造思路为:以 t 时期的技术为参照, t 时期的生产点 (x^t, y^t) 与当期生产前沿面的距离函数 $D^t(x^t, y^t)$, $t+1$ 时期的生产点 (x^{t+1}, y^{t+1}) 与 t 时期生产前沿面的距离函数 $D^t(x^{t+1}, y^{t+1})$,距离函数 $D^{t+1}(x^t, y^t)$ 和 $D^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})$ 的涵义同上类似^[19]。在 VRS 的假设条件下,Fare 等人构造出从 t 时期到 $t+1$ 时期的 Malmquist 指数,如(1)式,并通过等价变换将其分解为综合技术效率变动指数(*effch*)和技术效率变动指数(*techch*)两部分,而综合技术效率变动指数(*effch*)又可分解为纯技术效率变动指数(*pech*)和规模效率变动指数(*sech*)两部分,如(2)式^[20]。

$$M_{t,t+1} = \left[\frac{D^t(x^{t+1}, y^{t+1})}{D^t(x^t, y^t)} \times \frac{D^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})}{D^{t+1}(x^t, y^t)} \right]^{1/2} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} M_{t,t+1} &= \frac{D^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1} / VRS)}{D^t(x^t, y^t / VRS)} \cdot \left(\frac{D^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1} / CRS)}{D^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1} / VRS)} \cdot \right. \\ &\quad \left. \frac{D^t(x^t, y^t) / VRS}{D^t(x^t, y^t) / CRS} \right) \cdot \left[\frac{D^t(x^{t+1}, y^{t+1})}{D^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})} \times \frac{D^t(x^t, y^t)}{D^{t+1}(x^t, y^t)} \right]^{1/2} \\ &= pech \times sech \times techch \quad (2) \end{aligned}$$

因此可得 $M=effch \cdot techch=pech \cdot sech \cdot techch$ 。当 $M>1$ 时,表示从 t 时期到 $t+1$ 时期农业生态效率水平提高,反之则表示农业生态效率水平下降。 $effch$ 表示从 t 到 $t+1$ 时期每个 DUM 对生产前沿面的追赶程度,若 $effch>1$,表示 DUM 在后一期与前沿面的距离相对于前一期的距离较近,故相对效率提高,反之则表示相对效率下降。 $techch$ 表示从 t 时期到 $t+1$ 时期技术生产的技术变动,若 $techch>1$,表示技术进步,反之则表示生产技术有衰退趋势。 $pech$ 表示管理水平的改善使效率发生变动情况,若 $pech>1$,表示效率提升,反之则表示效率下降。 $sech$ 代表 DUM 从长期来看向最优生产规模的靠近程度变化情况,若 $sech>1$,表示 DUM 向最优生产规模靠拢,反之则表示偏离最优生产规模^[21]。

2. 指标选取与数据来源

农业生态效率注重的是农业经济与生态环境的协调发展,其本质是以最少的资源投入和最小的环境代价获取最大的经济价值,使农业具有可持续的生产潜力。这与 DEA 方法对投入与产出指标的要求一致。本文将资源要素和环境代价(污染)作为投入指标,而将经济价值作为产出指标,同时考虑到农业生产的特点、数据的可获得性以及科学性,构建适用于粮食主产区的农业生态效率评价指标体系。本研究的农业范畴是指农林牧渔业的大农业,其中资源投入是指在农业生产过程中以各种形式投入的要素,包括物质资本、人力资本、中间费用等。综合前人研究,选取化肥、农药、农膜、土

地、水资源、电力机械和劳动力作为农业生产的资源投入,以农用化肥施用量(S_1)表征化肥的投入,以农药使用量表征农药的投入(S_2),以农用塑料薄膜使用量(S_3)表征农膜的投入,以农作物播种面积(S_4)表征土地的投入,以农业机械总动力(S_5)表征电力机械的投入,以有效灌溉面积(S_6)表征水资源的投入,以农林牧渔业从业人数(S_7)表征人力的投入。环境污染是农业生产过程中客观存在的,选取农业生产中排放的主要污染物总氮(S_8)和化学需氧量(S_9)来表征环境要素的投入。同时选取农林牧渔业总产值表征农业的产出。

本文投入产出指标数据均源于 2000—2013 年的《中国统计年鉴》、《中国农村统计年鉴》以及 13 个粮食主产区历年相关统计资料。由于目前农业污染源排放缺乏有效的监测数据,故借鉴程翠云^[16]、李君等^[22]的研究方法,利用 2007 年全国第一次污染源普查的农业源排放数据,根据不同年份农用化肥施用量、禽畜养殖业和水产养殖业产量的关系,估算出不同年份各个粮食主产区农业生产的化学需氧量和总氮排放量,最终整理出 2000—2012 年全国 13 个粮食主产区的面板数据。

三、基于 DEA 模型的农业生态效率评价

运用 DEAP2.1 软件,选择基于投入导向的可变规模效率 DEA 模型,将整理的面板数据集代入模型求解,得到 2000—2012 年中国粮食主产区农业生态效率评价结果(表 1)。

表 1 2000—2012 年粮食主产区农业生态效率评价结果

| 地区 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 年均 |
|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 黑龙江 | 0.856 | 0.994 | 0.996 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 0.988 |
| 吉林 | 1.000 | 0.949 | 1.000 | 1.000 | 0.993 | 1.000 | 0.965 | 0.974 | 0.914 | 0.920 | 0.872 | 0.837 | 0.833 | 0.943 |
| 辽宁 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 |
| 内蒙古 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 |
| 河北 | 0.968 | 0.974 | 0.934 | 0.942 | 0.909 | 0.867 | 0.861 | 0.986 | 0.964 | 0.957 | 1.000 | 0.958 | 0.916 | 0.941 |
| 河南 | 0.532 | 0.528 | 0.487 | 0.493 | 0.546 | 0.567 | 0.514 | 0.808 | 0.521 | 0.513 | 0.534 | 0.472 | 0.465 | 0.537 |
| 山东 | 0.844 | 0.875 | 0.829 | 0.934 | 0.909 | 0.897 | 0.929 | 0.987 | 0.990 | 0.995 | 0.983 | 0.924 | 0.881 | 0.921 |
| 江苏 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 |
| 安徽 | 0.817 | 0.784 | 0.775 | 0.762 | 0.778 | 0.730 | 1.000 | 0.724 | 0.763 | 0.780 | 1.000 | 0.748 | 0.726 | 0.799 |
| 江西 | 1.000 | 1.000 | 0.999 | 1.000 | 0.950 | 0.931 | 0.976 | 0.968 | 0.888 | 0.935 | 0.873 | 0.853 | 0.859 | 0.941 |
| 湖北 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 |
| 湖南 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 |
| 四川 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 1.000 |
| 均值 | 0.924 | 0.931 | 0.925 | 0.933 | 0.930 | 0.922 | 0.942 | 0.957 | 0.926 | 0.931 | 0.943 | 0.907 | 0.898 | 0.928 |

从表 1 可知,2000—2012 年中国粮食主产区农业生态效率均值仅为 0.928,小于 1,尚未达到有效

的生产前沿面。各地区的农业生态效率水平变化很大,存在明显差异。只有辽宁、内蒙古、江苏、湖

南、湖北和四川 6 个省份的农业生态效率值为 1, 这些省份的投入产出相对已达到最优水平。其余 7 个省份的农业生态效率都处于相对较低水平, 尤以河南最低, 年均农业生态效率水平只有 0.537, 亟需调整投入和产出的比例来推进农业生态效率的提高, 以达到有效状态。

为具体分析粮食主产区不同年份农业生态效率的变化情况, 选取 2000 年和 2012 年的评价结果进行对比(表 2)。

(1) 从综合效率看, 2000 年有 8 个省份(吉林、辽宁、内蒙古、江苏、江西、湖北、湖南、四川)达到 DEA 有效, 其余 5 省份均为非 DEA 有效, 其

中河南的农业生态效率水平最低; 2012 年仅有辽宁、内蒙古、江苏、湖北、湖南、四川 6 个省份仍为 DEA 有效, 而吉林和江西两省变成非 DEA 有效, 主要是由于规模效率下降引起的, 黑龙江则变成了 DEA 有效, 河南的农业生态效率水平依然最低, 明显落后其他地区。将 2000 和 2012 年的农业生态效率综合评价价值进行对比(图 1), 可以看出有 5 个省份农业生态效率呈下降趋势, 尤以吉林和江西下降趋势最明显, 安徽、河北、河南次之; 而黑龙江和山东的农业生态效率有了缓慢提高; 其他省份综合效率值不变, 保持在 DEA 有效的最优状态。

表 2 2000 和 2012 年粮食主产区农业生态效率评价结果

| 地区 | 2000 年 | | | | 2012 年 | | | |
|-----|--------|-------|-------|------|--------|-------|-------|------|
| | 综合效率 | 技术效率 | 规模效率 | 规模收益 | 综合效率 | 技术效率 | 规模效率 | 规模收益 |
| 黑龙江 | 0.856 | 1.000 | 0.856 | 递增 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 |
| 吉林 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 | 0.833 | 1.000 | 0.833 | 递增 |
| 辽宁 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 |
| 内蒙古 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 |
| 河北 | 0.968 | 0.969 | 0.999 | 递减 | 0.916 | 0.920 | 0.996 | 递增 |
| 河南 | 0.532 | 0.534 | 0.996 | 递增 | 0.465 | 0.503 | 0.925 | 递增 |
| 山东 | 0.844 | 1.000 | 0.844 | 递减 | 0.881 | 1.000 | 0.881 | 递减 |
| 江苏 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 |
| 安徽 | 0.817 | 0.845 | 0.966 | 递增 | 0.726 | 0.796 | 0.912 | 递增 |
| 江西 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 | 0.859 | 1.000 | 0.859 | 递增 |
| 湖北 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 |
| 湖南 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 |
| 四川 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 | 1.000 | 1.000 | 1.000 | 不变 |

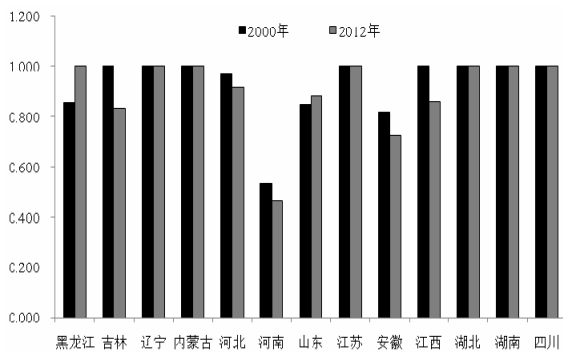


图 1 2000 年和 2012 年粮食主产区农业生态效率

(2) 从技术效率看, 2000 年除吉林、辽宁、内蒙古、江苏、江西、湖北、湖南和四川 8 省份达到技术有效外, 黑龙江和山东也达到了技术有效, 说明这 10 个粮食主产区各种农业生产资源组合达到最优, 并使农业生产带来的污染排放达到最低, 而其余 3 省份则需进一步改善要素的投入结构; 2012 年, 河北、河南和安徽技术效率仍未达到有效, 且都处于下降趋势, 说明这 3 个省份需进一步优化产

业结构, 彻底调整农业生产要素的投入配置结构。

(3) 从规模效率看, 2012 年黑龙江、辽宁、内蒙古、江苏、湖北、湖南和四川 7 省份的规模效率值均为 1, 农业生产已达到最优生产规模, 只需保持现有投入比例不变即是最优配置。吉林、河北、河南、安徽和江西 5 省份为规模效率递增, 说明这些省份有必要扩大生产规模, 在原有生产要素投入比例的基础上适当增加要素投入量, 使其得到更加合理的利用和配置, 就会带来产出更高比例的增加。山东则处于规模效率递减阶段, 需要在不改变其生产要素配置结构的前提下, 适当减少要素的投入会得到相应的产出, 同时达到节约资源、减少污染排放的目的。

根据 DEA 分析结果, 得到将非 DEA 有效的 DUM 转变为有效 DUM 的冗余变量 S_j 取值, 即达到同等产出时, 投入要素的可减少量, 如表 3 所示(只分析 2012 年)。以河南为例, 2012 年农业生态效

率的综合效率、技术效率和规模效率均为非 DEA 有效,且在评价期间,各项效率值都呈下降趋势,说明其农业生产投入产出一直未达到最优状态,资源的组合配置不但没有得到优化提升反而下降,生产经营方式更加粗放,应该尽快转变农业生产方式,实行规模化经营,合理配置农业生产要素的投入。为达到同样的农业经济产值,2012年河南在优

化农业产业布局、改善种植模式、加大科技投入、调整农业生产要素投入比例的基础上,可以减少化肥投入量 89.418 万吨,减少农作物播种面积 906.173 千公顷,减少农业机械投入 2 275.415 万千瓦,减少农林牧渔业从业人员 653.237 万人,同时可以使农业污染排放物总氮流失量减少 2.868 万吨,化学需氧量减少 2.392 万吨(表 3)。

表 3 2012 年非 DEA 有效粮食主产区投入变量的松弛变量取值

| 地区 | S_1 /万吨 | S_2 /万吨 | S_3 /万吨 | S_4 /千公顷 | S_5 /万千瓦 | S_6 /千公顷 | S_7 /万人 | S_8 /万吨 | S_9 /万吨 |
|-----|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|-----------|-----------|-----------|
| 黑龙江 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 吉林 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 辽宁 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 内蒙古 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 河北 | 8.579 | 0.000 | 0.230 | 584.093 | 5735.750 | 613.169 | 545.129 | 0.000 | 0.000 |
| 河南 | 89.418 | 0.000 | 0.000 | 906.173 | 2275.415 | 0.000 | 653.237 | 2.868 | 2.392 |
| 山东 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 江苏 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 安徽 | 0.534 | 1.424 | 0.000 | 0.000 | 1375.166 | 259.549 | 540.432 | 0.000 | 0.000 |
| 江西 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 湖北 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 湖南 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| 四川 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |

四、基于 Malmquist 指数的效率分析

运用 DEAP2.1 软件对 2000—2012 年中国粮食主产区的面板数据集进行 Malmquist 指数分析,得

到 13 个粮食主产区分年和分省的 Malmquist 指数及其分解的计算结果(表 4,表 5)。

表 4 2000—2012 年粮食主产区农业生态效率分年的 Malmquist 指数及分解

| 年份 | 综合技术效率 变动指数/ <i>effch</i> | 技术进步变动 指数/ <i>techch</i> | 纯技术效率 变动指数/ <i>pech</i> | 规模效率 变动指数/ <i>sech</i> | Malmquist 指数/ <i>tfpch</i> |
|---------|------------------------------|-----------------------------|----------------------------|---------------------------|-------------------------------|
| 2001 | 1.007 | 1.026 | 1.002 | 1.005 | 1.033 |
| 2002 | 0.990 | 1.024 | 0.992 | 0.998 | 1.013 |
| 2003 | 1.010 | 1.035 | 1.002 | 1.007 | 1.045 |
| 2004 | 1.000 | 1.197 | 1.007 | 0.993 | 1.198 |
| 2005 | 0.992 | 1.043 | 0.997 | 0.996 | 1.035 |
| “十五”期间 | 1.000 | 1.065 | 1.000 | 1.000 | 1.065 |
| 2006 | 1.020 | 1.041 | 1.007 | 1.012 | 1.061 |
| 2007 | 1.025 | 1.202 | 1.022 | 1.003 | 1.233 |
| 2008 | 0.958 | 1.159 | 0.969 | 0.989 | 1.111 |
| 2009 | 1.005 | 0.994 | 0.998 | 1.006 | 0.998 |
| 2010 | 1.015 | 1.117 | 1.022 | 0.994 | 1.134 |
| “十一五”期间 | 1.005 | 1.103 | 1.004 | 1.001 | 1.107 |
| 2011 | 0.956 | 1.173 | 0.974 | 0.981 | 1.122 |
| 2012 | 0.990 | 1.074 | 0.994 | 0.995 | 1.063 |
| 平均值 | 0.997 | 1.088 | 0.999 | 0.998 | 1.085 |

由表 4 可知,2000—2012 年中国粮食主产区 Malmquist 指数均值为 1.085,农业生态效率整体呈现上升趋势。综合技术效率和技术进步分别为 0.997

和 1.088,说明农业生态效率上升的主要原因在于技术进步的提升。这种现象表明粮食主产区农业生产技术进步和综合技术效率损失并存,粮食主产区

在对现有资源合理配置、现有前沿技术的适应性改良、扩散和推广方面不太成功,需要尽快改善这一现状,否则将造成农业生产的低效、资源配置的浪费以及环境污染的加剧^[23]。此外,“十五”期间,粮食主产区 Malmquist 指数均值为 1.065,“十一五”期间,这一指标值上升为 1.107,较“十五”期间有了一定提升,表明中国农业生产在“十一五”期间初步实现了节能减排、建设“两型社会”的目标,农业生态效率不断好转。整个评价期间,2007 年 Malmquist 指数达到最高值 1.233,可能得益于农村生产体制改革、农业科技进步、农田水利建设、农作物品种优化以及耕作制度改良等因素。

从综合技术效率变动指数(*effch*)的角度看,2002、2005、2008、2011 和 2012 共 5 年的 *effch* 值都小于 1,其余年份的 *effch* 值都大于 1,表明技术效率呈增长趋势,其中 2007 年增长最快,达到了 2.5% 的增长率。综合技术效率的变动主要是由纯技

术效率(*pech*)和规模效率(*sech*)引起的,从表 4 可知,纯技术效率(*pech*)的变动趋势与综合技术效率一致,是导致综合技术效率偏低的主要原因,说明在这 13 年间中国粮食主产区农业生产管理力度相对不够,生产要素投入不合理,农业面源污染排放治理不显著。由规模效率(*sech*)可知,仅有 2001、2003、2006、2007、2009 共 5 年的 *sech* 值大于 1,其余各年都小于 1,由此可知,粮食主产区有 8 年的农业生产投入要素的配置结构不合理,需要进行相应调整。可以通过提升管理水平、改善规模投入即可有效提高综合技术效率,进而推动农业生态效率的提升。

从技术进步变动指数(*techch*)的角度看,仅有 2009 年是小于 1 的,表明农业生产技术在不断进步,且其变动趋势与 Malmquist 变动一致,是促进农业生态效率变动的主要因素,应继续加大先进技术在农业生产中的应用,依靠科技进步推动农业生态效率水平的上升。

表 5 2000—2012 年粮食主产区农业生态效率分地区的 Malmquist 指数及分解

| 地区 | 综合技术效率 变动指数/ <i>effch</i> | 技术进步变动 指数/ <i>techch</i> | 纯技术效率 变动指数/ <i>pech</i> | 规模效率 变动指数/ <i>sech</i> | Malmquist 指数/ <i>tfpch</i> |
|-----|------------------------------|-----------------------------|----------------------------|---------------------------|-------------------------------|
| 黑龙江 | 1.018 | 1.095 | 1.017 | 1.001 | 1.114 |
| 吉林 | 0.985 | 1.092 | 1.000 | 0.985 | 1.076 |
| 辽宁 | 1.000 | 1.096 | 1.000 | 1.000 | 1.096 |
| 内蒙古 | 1.000 | 1.055 | 1.000 | 1.000 | 1.055 |
| 河北 | 0.991 | 1.095 | 0.993 | 0.999 | 1.086 |
| 河南 | 0.990 | 1.076 | 0.996 | 0.994 | 1.064 |
| 山东 | 1.006 | 1.105 | 1.000 | 1.006 | 1.111 |
| 江苏 | 1.000 | 1.101 | 1.000 | 1.000 | 1.101 |
| 安徽 | 0.989 | 1.077 | 0.993 | 0.996 | 1.066 |
| 江西 | 0.988 | 1.085 | 1.000 | 0.988 | 1.072 |
| 湖北 | 1.000 | 1.094 | 1.000 | 1.000 | 1.094 |
| 湖南 | 1.000 | 1.076 | 1.000 | 1.000 | 1.076 |
| 四川 | 1.000 | 1.081 | 1.000 | 1.000 | 1.081 |
| 平均值 | 0.997 | 1.088 | 0.999 | 0.998 | 1.085 |

由表 5 可知,从分地区的 Malmquist 指数看,2000—2012 年 13 个省份的 Malmquist 值都大于 1,其中黑龙江出现了最高增幅 11.4%,其 *effch* 值为 1.018, *techch* 值为 1.095,说明黑龙江农业生态效率的提升主要是技术进步的结果,其他粮食主产区可以借鉴并逐步加大对农业生产技术要素的投入。

五、结论及其政策含义

(1) 2000—2012 年中国粮食主产区农业生态效率均值为 0.928,未达到有效的生产前沿面。只有辽宁、内蒙古、江苏、湖南、湖北和四川 6 个省

份的农业生态效率值为 1,投入产出比例已达到最优水平,其余 7 个省份的农业生态效率都处于相对较低水平,说明这些省份的生产资源投入要素没有得到充分高效利用,存在一定程度的效率损失,亟需调整投入和产出的比例,在农业生产过程中需要综合考虑经济效益和资源环境效益。

(2) 从 2000 年和 2012 年的对比分析来看,辽宁、内蒙古、江苏、湖北、湖南和四川的农业生态效率一直保持较高水平,为 DEA 有效省份,吉林和江西由 2000 年的 DEA 有效变成非 DEA 有效,黑龙江则变成了 DEA 有效。而河南、河北、山东

和安徽都处于非 DEA 有效状态,说明粮食主产区应加强区域间合作,相互借鉴进行合理调整,尤其是经济相对条件欠发达的省份,如河南、安徽是中国中部主要产粮大省,生产资源相对匮乏,农业生产技术投入较落后,提高农业生态效率尤其重要。

(3) 从动态分析来看,2000—2012 年中国粮食主产区农业生态效率整体呈现上升趋势。不过,粮食主产区农业生产技术进步和综合技术效率损失并存,同时从分省数据来看,各个粮食主产区农业生态效率水平相差较大,究其原因,Malmquist 指数大小主要依赖于技术进步变动指数的变化,说明技术进步是影响农业生态效率水平高低的主要因素。因此,想要维持粮食主产区农业生产可持续发展,必须加大对农业生产技术的投入,在对农业技术研发、推广和普及的同时,加强农业生产内部管理、优化农业产业布局、改善规模投入、加大农业污染源防控是提高农业生态效率的一条可行道路。

本文的不足之处在于选择投入和产出指标时,考虑到可操作性和数据的可获得性,采用估算的方法获得农业生产过程中排放的主要污染物化学需氧量 and 总氮数据,这使得模型的测算结果不是很精确,需要在以后的研究中加以改进。

参考文献:

- [1] 卢福财,朱文兴.鄱阳湖生态经济区工业生态效率研究——基于区域差异及其典型相关视角[J].华东经济管理,2012,27(12):75-80.
- [2] WBSCSD. Eco-efficient Leadership for Improved Economic and Environmental Performance [M]. Geneva: WBCSD, 1996: 3-16.
- [3] Hendrik A. Verfaillie, Robin Bidwell. Measuring Eco-efficiency: A Guide to Reporting Company Performance [R]. Geneva: World Business Council for Sustainable Development, 2000: 2-30.
- [4] OECD. Eco-efficiency [R]. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development, 1998: 7-11.
- [5] Claude Fussler. 工业生态效率的发展[J].产业与环境,1995,17(4):71-74.
- [6] 杨斌.2000—2006 年中国区域生态效率研究——基于 DEA 方法的实证分析[J].经济地理,2009,29(7):1197-1202.
- [7] 李惠娟,龙如银,兰新萍.资源型城市的生态效率评价[J].资源科学,2010,32(7):1296-1300.
- [8] 丁宇,李贵才.基于生态效率的深圳市交通环境与经济效益分析[J].中国人口·资源与环境,2010,20(3):155-161.
- [9] 刘宁,吴小庆,王志凤.基于主成分分析法的产业共生系统生态效率评价研究[J].长江流域资源与环境,2008,17(6):831-838.
- [10] 付丽娜,陈晓红,冷智花.基于超效率 DEA 模型的城市群生态效率研究——以长株潭“3+5”城市群为例[J].中国人口·资源与环境,2013,23(4):169-175.
- [11] 周震峰.关于开展农业生态效率研究的思考[J].农业科技管理,2007,26(6):9-11.
- [12] 吴小庆,徐阳春,陆根法.农业生态效率评价——以盆栽水稻实验为例[J].生态学报,2009,29(5):2481-2488.
- [13] 吴小庆,王亚平,何丽梅,等.基于 AHP 和 DEA 模型的农业生态效率评价——以无锡市为例[J].长江流域资源与环境,2012,21(6):714-719.
- [14] 陈遵一.安徽农业生态效率评价——基于 DEA 方法的实证分析[J].安徽农业科学,2012,40(17):9439-9440,9443.
- [15] 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.
- [16] 程翠云,任景明,王如松.我国农业生态效率的时空差异[J].生态学报,2014,34(1):142-148.
- [17] 张子龙,鹿晨昱,陈兴鹏等.陇东黄土高原农业生态效率的时空演变分析——以庆阳市为例[J].地理科学,2014,4(34):472-478.
- [18] 张雪梅.西部地区生态效率测度及动态分析——基于 2000—2008 年省际数据[J].经济理论与经济管理,2013(2):78-85.
- [19] 冯光娣,陈珮珮,田金方.基于 DEA-Malmquist 方法的中国高校科研效率分析——来自 30 个省际面板数据的经验研究[J].现代财经,2012(9):61-73.
- [20] 廖虎昌,董毅明.基于 DEA 和 Malmquist 指数的西部 12 省水资源利用效率研究[J].资源科学,2011,33(2):273-279.
- [21] 张悟移,陈天明,王铁旦.基于 DEA 和 Malmquist 指数的中国区域环境治理效率研究[J].华东经济管理,2013,27(2):172-176.
- [22] 李君,庄国泰.中国农业源主要污染物产生量与经济发展水平的环境库兹涅茨曲线特征分析[J].生态与农村环境学报,2011,27(6):19-25.
- [23] 刘战伟.我国欠发达地区粮食生产效率的实证研究——基于 DEA 和 Malmquist 指数法分析[J].江西农业大学学报:社会科学版,2011,10(2):9-15.

责任编辑:曾凡盛