

基于 DEA 方法的我国省际绿色全要素生产率评估 ——不同模型选择的差异性探析

冯杰 张世秋[†]

北京大学环境科学与工程学院, 环境与经济研究所, 北京 100871; [†]通信作者, E-mail: zhangshq@pku.edu.cn

摘要 基于对我国省际绿色全要素生产率的实证研究, 发现使用不同的 DEA 模型会显著地影响省际绿色全要素生产率的时空分布特征, 不同效率测度指标的选择对于结果的影响远远小于不同的生产前沿面假设。进一步分析发现, SBM 模型更符合绿色全要素生产率的现实含义。基于 SBM 模型的研究结果表明, 我国绿色全要素生产率表现出从东部沿海地区到西部地区递减的趋势, 虽然 2005—2013 年期间在整体上有所改善, 然而省际之间的绿色全要素生产率差异却越来越大。

关键词 DEA; Malmquist 指数; 绿色全要素生产率

中图分类号 F205

The Measurement of China's Provincial Green Total Factor Productivity Based on DEA Method: Does the Choice of DEA Model Make Difference

FENG Jie, ZHANG Shiqiu[†]

Institute of Environment and Economy, College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871;

[†] Corresponding author, E-mail: zhangshq@pku.edu.cn

Abstract Based on the empirical study of total provincial green factor productivity in China, it is found that the use of different DEA models will significantly affect the temporal and spatial distribution of provincial green total factor productivity, and the choice of efficiency measures affects less than the choice of production frontier Assumption. Further analysis shows that SBM model is more consistent with the real meaning of green total factor productivity. The results of SBM model show that China's green total factor productivity (TFP) shows a decreasing trend from the eastern coastal regions to the western regions. Although the provincial total green factor productivity has improved during the period from 2005 to 2013, the difference among provinces has become bigger and bigger.

Key words DEA; Malmquist index; green total factor productivity

绿色全要素生产率(green total factor productivity, GTFP)是衡量一个国家或区域资源、环境与经济协调发展的重要指标。从“十一五”开始, 节能减排就成为我国发展过程中的重要目标之一。然而, 从这一概念提出至今, 我国的能源消费量增长了 58.9%, 主要污染物排放中的 COD 排放量增长了 66.4%, SO₂ 排放量尽管有所下降, 但下降比例只

有 20%。与此同时, 从 2008 年开始, 我国的经济增长速度开始放缓, 经济增长的下行压力增大。在这样的背景下, 提高绿色全要素生产率成为现阶段我国经济发展中的一个重要命题。

绿色全要素生产率是将国家或区域内所有的生产视为整体, 考虑所有的投入因素(包括资本、劳动、资源使用)和所有的产出因素(包括经济产出和

污染物排放)后得到的总投入和总产出的比率。在绿色全要素生产率的研究中,绝大多数采用数据包络分析(data envelopment analysis, DEA)的方法。DEA 方法是由 Charnes 等^[1]在 1978 年提出的一种效率评估方法,由于该方法不需要参数假设,同时可以解决多投入多产出的问题而被广泛应用。因此,使用 DEA 方法对我国省际绿色全要素生产率实证评估的文献在过去几年中层出不穷^[2-6]。

在这一类研究中,尽管研究者使用不同的概念,比如环境绩效、环境全要素生产率、环境约束下的技术效率等,然而,这些概念指的都是总投入和总产出的比率,与本文界定的绿色全要素生产率的概念一致。虽然相关的实证研究众多,但是在现有的文献中,对于 DEA 模型的使用并没有达成共识。比如,胡鞍钢等^[2]使用距离函数模型,孙立成等^[3]使用非径向模型,李俊等^[4]采用双曲线的 DEA 模型,程丹润等^[5]采用非径向非角度的 SBM 模型,王兵等^[6]则使用方向性 SBM 模型。与此相对应,这些基于不同模型的研究对我国省际绿色全要素生产率评估的结果也不尽相同。以我国省际绿色全要素生产率的时间变化趋势为例,一些研究认为我国大部分省份整体上表现出上升趋势^[2,3,6],而另一些研究认为并没有明显的增长趋势出现^[4-5];一些研究认为我国省际的全要素生产率表现出省份间的追赶效应^[2,4],也有研究认为省际之间的差距越拉越大^[6]。

上述研究结果的差异,既可能来自 DEA 模型选择的不同,也可能来自数据或是样本时间的不同。关于不同的模型是否真的会影响评估结果,还需要进一步验证。因此,本文希望在同样的时间段和数据指标选取的基础上,探讨不同的 DEA 模型是否会对我国省际绿色全要素生产率的评估结果存在显著影响,并进一步讨论哪种模型是相对更优的选择。

1 研究方法和模型选择

DEA 方法适用于存在多个决策单元下的全要素生产率测度,方法分为两个步骤:首先根据所有决策单元的投入产出数据构建生产可能性集和生产前沿面,然后计算每一个样本与生产前沿面的差距,进而计算全要素生产率。在 DEA 基础上,通过 Malmquist 指数可以计算全要素生产率随时间的变化率。当使用 DEA 方法和 Malmquist 指数测度绿色全要素生产率及其变化率时,需要将资源和污染

物排放作为新增的投入和产出要素纳入模型中。考虑到资源与其他投入并没有很大的区别,因此使用 DEA 方法测度绿色全要素生产率的难点在于对污染物排放的处理。在传统的生产过程中,每一个生产者都希望能够用更少的投入得到更多的产出,因此传统产出也称为合意产出(desirable output)。然而,污染物排放表现出不一样的偏好,即生产者希望越少越好,因此也称为非合意产出(undesirable output)。

在已有的研究中,对 DEA 模型的拓展可以分为两个维度,其一是对生产可能性集合的不同假设,其二是对效率指标的不同选择^[7]。其中,对生产可能性集合的假设主要包括对规模报酬假设和投入产出的可处置性假设,在效率指标的选择中则包括径向模型、非径向模型、方向性模型、双曲线模型和基于松弛的模型等。可以看出,两个维度的多种选择使 DEA 模型的可能选择有几十种之多,我们选择研究中常用的 3 种模型进行对比,分别是基于强可处置性假设的方向性距离函数模型(S-DDF)、基于弱可处置性假设的方向性距离函数模型(W-DDF)和基于强可处置性假设下的松弛型模型(SBM)。其中,S-DDF 模型和 W-DDF 模型的对比可用于验证生产可能性集合假设的不同对结果的影响,S-DDF 和 SBM 模型的对比可用于验证效率指标选择的不同对结果的影响。

1.1 非合意产出的可处置性

非合意产出的处置性假设分为两种:一种是将其视为投入满足强可处置性,另一种是假设其与合意产出一同满足零点关联性和弱可处置性^[8]。

假设存在 j 个省,每个省的投入产出变量表示为 $(\mathbf{x}_j, \mathbf{y}_j, \mathbf{u}_j)$, $j=1, \dots, n$ 。其中 $\mathbf{x}_j=(x_{1j}, \dots, x_{ij}, \dots, x_{mj})$ 为投入向量, $\mathbf{y}_j=(y_{1j}, \dots, y_{rj}, \dots, y_{sj})$ 为合意产出向量, $\mathbf{u}_j=(u_{1j}, \dots, u_{wj}, \dots, u_{vj})$ 为非合意产出向量。投入的强可处置性指所有的生产者都希望排放更少的污染物,可以表示为: $(\mathbf{x}, \mathbf{y}) \in T$, 存在 $(\bar{\mathbf{x}}, \mathbf{y})$, 其中 $\bar{\mathbf{x}}$ 满足 $\bar{x}_i \geq x_i$ 且 $\bar{x}_m = x_m$, $m \neq s$, 那么 $(\bar{\mathbf{x}}, \mathbf{y}) \in T$ 。第一种假设下的生产可能性集的数学表达式记为 T_s :

$$T_s = \begin{cases} y_{r0} \leq \sum_{j=1}^n y_{rj} \lambda_j, & r=1, \dots, s \\ u_{v0} \geq \sum_{j=1}^n u_{vj} \lambda_j, & v=1, \dots, v \\ x_{i0} \geq \sum_{j=1}^n x_{ij} \lambda_j, & i=1, \dots, m \\ \lambda_j \geq 0, & j=1, \dots, n \end{cases} \quad (1)$$

另外一种假设下, 非合意产出满足弱可处置性。弱可处置性的现实含义为减少污染物的排放必然意味着一定的经济代价, 可以表示为如下形式: 如果 $(x_j, y_j, u_j) \in T$ 且 $0 \leq \theta \leq 1$, 则 $(x_j, \theta y_j, \theta u_j) \in T$ 。此外, 非合意产出还与合意产出一起满足零点关联性, 即生产任何的经济产出都必然意味着一定的污染物排放, 可以表达为如下形式: 如果 $(x_j, y_j, u_j) \in T$ 且 $u_j = 0$, 那么 $y_j = 0$ 。基于以上假设, 在这种情况下生产可能性集合的数学表达式记为 T_w :

$$T_w = \begin{cases} y_{r0} \leq \sum_{j=1}^n y_{rj} \lambda_j, & r=1, \dots, s \\ u_{w0} = \sum_{j=1}^n u_{wj} \lambda_j, & w=1, \dots, v \\ x_{i0} \geq \sum_{j=1}^n x_{ij} \lambda_j, & i=1, \dots, m \\ \lambda_j \geq 0, & j=1, \dots, n \end{cases} \quad (2)$$

式(1)和(2)中, λ_j 表示每一个样本的权重。本研究采用规模报酬不变的情形, 这是因为在考虑资源环境约束后, 规模效应的假设并不一定正确。

1.2 方向性距离函数模型

考虑非合意产出时, Chung 等^[9]提出的方向性距离函数(directional distance function, DDF)是一种普遍使用的 DEA 模型, 其形式如下:

$$D_0(x_0, y_0, u_0; g) = \sup \{ \beta : (y_0, u_0) + \beta g \in P(x) \}, \quad (3)$$

其中 g 代表方向向量, 一般假设为 $g = (y_0, -b_0)$ 。方向性距离函数假设指对生产者来说, 提高全要素生产率一定意味着同时增加经济产出和减少污染物排放。

1.3 基于松弛的模型

径向模型由于假设所有投入或所有产出以相同的比例变动, 因此被认为无法解释可能存在的特定投入过度或产出不足的情况, 即松弛问题。Tone^[10] 2001 年提出的基于松弛的模型(Slack-based Model, SBM 模型)被认为是能够解决松弛问题的效率指标, 如式(4)所示:

$$S_0(x_0, y_0, u_0) = \min \frac{1 - \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{s_i^x}{x_{i0}}}{1 + \frac{1}{s+v} \left(\sum_{r=1}^s \frac{s_r^y}{y_{r0}} + \sum_{w=1}^v \frac{s_w^u}{u_{w0}} \right)}, \quad (4)$$

其中, s_i , s_r , s_w 分别表示投入、合意产出和非合意产出的松弛量。

1.4 Malmquist 指数

Malmquist 指数是 Malmquist^[11] 在 1953 年提出的一种基于距离函数的指数形式, 通过 Malmquist 指数可以计算全要素生产率的变化率。对某一个决策单元来说, 分别使用 DEA 方法计算其 t 期和 $t+1$ 期的效率水平, 再计算 t 期和 $t+1$ 期的交叉效率水平, 然后通过 4 个效率值的比值来定义 Malmquist 指数:

$$M_0 = \left[\frac{\theta_0^t(x_0^t, y_0^t)}{\theta_0^t(x_0^{t+1}, y_0^{t+1})} \frac{\theta_0^{t+1}(x_0^t, y_0^t)}{\theta_0^{t+1}(x_0^{t+1}, y_0^{t+1})} \right]^{\frac{1}{2}}, \quad (5)$$

其中, $\theta_0^t(x_0^t, y_0^t)$ 为决策单元在 t 期的效率水平, 可以是式(3)中的 $D_0(x_0, y_0, u_0; g)$ 或式(4)中的 $S_0(x_0, y_0, u_0)$ 。Malmquist 指数表示绿色全要素生产率的变动率, 假设 $M_0 > 1$, 表示该决策单元的绿色全要素生产率在当期提高, 反之降低。另外, 通过因式分解, 可以将其分解为技术效率效应和技术效应两个因素, 如式(6)所示:

$$M_0 = \frac{\theta_0^t(x_0^t, y_0^t)}{\theta_0^{t+1}(x_0^{t+1}, y_0^{t+1})} \left[\frac{\theta_0^{t+1}(x_0^{t+1}, y_0^{t+1})}{\theta_0^t(x_0^{t+1}, y_0^{t+1})} \frac{\theta_0^t(x_0^t, y_0^t)}{\theta_0^t(x_0^t, y_0^t)} \right]^{\frac{1}{2}}, \quad (6)$$

式中, 第一部分为效率变动的效应, 第二部分为技术变动的效应。

2 数据选择与处理

本文选择的样本时间段为 2005—2013 年, 这是因为从 2005 年开始, 节能减排才被正式列入经济发展的约束中。由于数据可得性的原因, 本研究的样本单元为不考虑港澳台和西藏自治区以外的其他 30 个省份。相关数据主要来源于《中国统计年鉴》、《中国能源统计年鉴》、《中国环境统计年鉴》以及各省市的统计年鉴。考虑能源和环境约束后, 特定区域的生产函数可以表示为

$$(Y, U) = F(K, L, E),$$

其中, K 代表资本投入, L 代表劳动投入, E 代表资源投入, Y 代表合意产出, U 代表非合意产出的投入。

2.1 劳动投入

理论上对于劳动投入的测算应该是劳动者数量乘以平均劳动时间。然而, 由于数据可得性的限制, 在我国的实证研究中几乎所有的文献都仅仅考虑了

劳动者的数量, 同样地, 本研究也以各个省份的从业人数作为劳动投入的指标。

2.2 资本投入

在生产函数中, 资本投入一般指“物质资本的投入”, 在已有的文献中几乎都选用“固定资本存量”指标作为替代指标。目前普遍使用的固定资本存量的测算方式是 Goldsmith^[12]在 1951 年提出的永续盘存法:

$$K_{it} = K_{it-1}(1 - \delta_{it}) + I_{it}, \quad (7)$$

其中, i 指第 i 个省市, t 指第 t 年, K 为固定资本存量, I 为投资额, δ 为资本折旧率。将式(7)进行迭代, 并假设存在一个基期 K_0 , 则式(7)可以写为

$$K_{it} = \sum_{k=1}^t I_{ik}(1 - \delta_{ik})^{t-k} + K_0(1 - \delta_{i0})^t. \quad (8)$$

从式(8)可以看出, 对每一个省来说, 只需要确定每期的投资额 I 、每期的折旧率 δ 和初期的资本存量, 就可以得到每年的资本存量序列。

在我国已有的统计数据中, 表征投资额的统计指标有固定资产投资和固定资本形成总额两个。前者用于投资统计, 后者用于支出法 GDP 的核算。因此, 本研究选用更适合作为投入的后者, 并通过固定资产投资价格指数处理为 2005 年不变价。

估算固定资产折旧率是一个重要的研究领域^[13-16], 其中绝大多数的研究将我国各个地区各个时间的固定资产折旧率视为固定不变的, 只有吴延瑞^[13]的研究考虑了折旧率在不同省份之间的区别。我国不同发达程度的省市固定资产折旧时间显然存在明显的区别, 因此, 本研究使用吴延瑞^[13]2008 年估算的中国各省的折旧率。

在已有文献中, 关于初期资本存量的选择一般选择 1978 年或 1950 年, 并基于对资本产出比的价值判断估计初期的资本存量。然而, 选择如此之早的基期, 不得不面对投资序列不完备的问题。本研究使用 1992 年作为资本存量的初期做选择, 并进一步将 1992 年的资本存量假设为 0。尽管这样的选择有些武断, 但是, 基于以下两个方面的原因, 可以认为不会影响模型的结果。1) 经过验算, 即使 1992 年的资本产出比足够低到 1, 仍然只会对 2005—2013 年的资本存量估计产生不到 1% 的影响; 2) DEA 模型考虑的是数据的相对值, 因此, 对于每一个决策单元使用同样的数据, 不会对 DEA 结果产生很大影响。

2.3 资源投入

考虑到能源的大规模使用是引起污染的主要原因, 本研究选择能源消费总量作为资源投入的指标。由于生产过程关注能源消费的实际情况而非热值, 因此, 能源消费总量指标选择等价值而非当量值。

2.4 合意产出

参照已有的研究, 采用各省份的区域生产总值 (GDP) 作为唯一的合意产出, 考虑到价格因素, 通过 GDP 指数将其换算为 2005 年的不变价水平。

2.5 非合意产出

在已有的我国区域绿色全要素生产率评估中, 非合意产出的选择存在很大的差异, 有的研究选择三废排放量作为非合意产出的指标^[3,5], 有的研究以三废中的主要污染物排放量 COD (化学需氧量)、SO₂ 和烟粉尘等作为非合意产出的指标^[6,17-18], 还有一些研究将 CO₂ 排放也纳入非合意产出的评估中^[2,19-20]。除此之外, 也有学者将集中污染物的指标通过主成分分析法简化成一个非合意产出的指标^[21-22]。

我国现在面临的主要污染问题为大气污染和水污染。SO₂、COD、氨氮和氮氧化物这四大污染物陆续成为节能减排目标关注的污染物。因此, 基于以上污染物的非合意产出选择明显优于基于三废排放的选择。另一方面, 在 DEA 模型中, 投入产出变量的增加会导致模型解释力的下降。自“十一五”以来, SO₂ 和 COD 一直是被重点控制的污染物, 因此, 本研究以 SO₂ 排放量和 COD 排放量作为非合意产出的指标。

2.6 变量的描述性统计

本研究选择 2005—2013 年的全国 30 个省份的面板数据, 所有指标及相应的基本统计描述如表 1 所示。

表 1 变量的描述性统计
Table 1 Descriptive statistics of variables

变量	名称	单位	最大值	最小值	平均值	标准差
K	固定资本存量	亿元	123009.3	1610	27372.6	23487.7
L	就业人数	万人	6580.4	297.8	2502.5	1705.0
E	能源消费量	万吨标准煤	39423.0	822.0	12176.6	7882.5
Y	区域生产总值	亿元	51520.3	543.3	11070.2	9659.6
U_1	SO ₂ 排放量	万吨	200.2	2.2	76.67	44.78
U_2	COD 排放量	万吨	198.3	7.2	56.7	40.1

3 实证结果比较

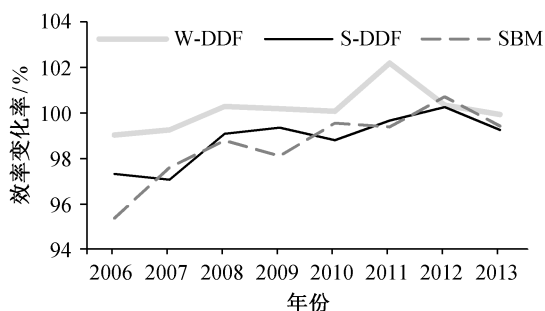
3.1 绿色全要素生产率随时间变化的趋势

图 1 显示我国 30 个省份平均绿色全要素生产率随时间变化的趋势,可以看出,在 SBM 模型中,除 2006 年和 2011 年外,绿色全要素生产率都呈现增长的趋势;而在 DDF 模型中,绿色全要素生产率在 2005—2013 年间都表现出下降的趋势^①。3 种模型选择的差异,不仅仅体现在绿色全要素生产率变化率的绝对值上,也表现在趋势上。从图 1 可以看出,SBM 模型和 S-DDF 模型得到的绿色全要素生产率随时间变化的趋势基本上一致,而 W-DDF 模型得到的结果表现出较大的差异。进一步,我们将每个省份的绿色全要素生产率随时间变化的趋势进行不同模型之间的对比,发现类似的结论在绝大多数省份中都存在。



图 1 3 种模型下的绿色全要素生产率变化情况 (2005—2013)

Fig. 1 Change of green total factor productivity during 2005—2013 in three DEA models



如式(6)所示,我们可以将 Malmquist 指数表示的绿色全要素生产率的变化率分解为效率的变化率与技术变化率的乘积。同样,从图 2 可以看出,3 种模型下的技术变化和效率变化在绝对值上或趋势上都有所不同,其中, S-DDF 和 SBM 模型的趋势基本上接近,而 W-DDF 模型得到的趋势有较大的差异。

3.2 绿色全要素生产率的空间分布特征

3 种模型除明显影响绿色全要素生产率的时间趋势外,对其空间分布也有较大影响。表 2 列出 3 种模型下各省 2005—2013 年绿色全要素生产率的平均值和绿色全要素生产率变化率的平均值。可以看出,3 种模型得到的全要素生产率及其变动率的值都有差异。其中,SBM 模型的全要素生产率值低于 S-DDF 模型,更低于 W-DDF 模型,这也符合 Scheel^[23]对几种模型进行的理论分析。同样,3 种模型下全要素生产率的变化率也不相同,并且呈现一种无规律性的差异。

图 3 和 4 将表 2 的结果体现为空间分布,可以看到,在 S-DDF 模型和 SBM 模型下,我国绿色全要素生产率从东部沿海到西部地区呈逐渐变小的趋势,基于 W-DDF 模型的区域分布并没有呈现出明显的地域性规律。就全要素生产率的变动率来说,3 种模型下都没有表现出一致的分布规律。

3.3 绿色全要素生产率的收敛性检验

除时间趋势和空间分布情况外,绿色全要素生产率的收敛性性质也引起一些学者的关注。下面进行 3 种模型下我国省际绿色全要素生产率的收敛性检验。

对全要素生产率的收敛性的判断有 σ 收敛和 β

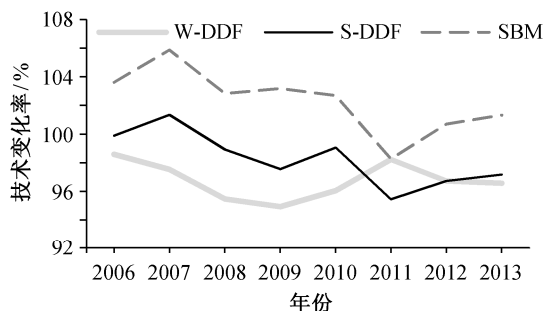


图 2 3 种模型下的效率效应和技术效应变化情况(2005—2013)

Fig. 2 Change of efficiency effect and technical effect during 2005—2013 in three DEA models

^① 2011 年的异常来自我国 2011 年以后对污染物排放统计口径的变化,由于缺少详细的明细指标,本研究没有对原始数据进行处理。需要说明的是,这仅仅会带来 2010—2011 年这一年结果的异常。

表 2 3 种模型下的全要素生产率及其变化率的空间分布

Table 2 Efficiency and Malmquist Index distribution in three DEA models

省份	生产率			Malmquist 指数/%		
	W-DDF	S-DDF	SBM	W-DDF	S-DDF	SBM
安徽	0.903	0.856	0.407	94.62	95.67	98.58
北京	1.000	1.000	1.000	107.26	105.18	101.73
福建	0.862	0.801	0.478	104.64	100.81	102.88
甘肃	0.971	0.805	0.312	93.08	94.85	98.87
广东	1.000	1.000	1.000	97.48	97.87	97.57
广西	1.000	0.689	0.383	99.00	94.57	101.03
贵州	1.000	0.661	0.250	97.92	95.52	100.18
海南	1.000	0.768	0.479	102.46	101.75	105.93
河北	0.789	0.730	0.357	94.28	94.83	100.29
河南	0.793	0.731	0.371	93.25	92.53	98.42
黑龙江	0.942	0.848	0.436	96.67	94.77	98.20
湖北	0.715	0.698	0.349	96.68	95.98	102.35
湖南	1.000	0.926	0.418	90.93	94.40	92.33
吉林	0.819	0.686	0.382	98.50	94.86	100.76
江苏	0.919	0.862	0.551	102.27	100.42	104.80
江西	0.997	0.813	0.412	97.14	97.00	100.43
辽宁	0.887	0.777	0.401	96.94	97.80	101.34
内蒙古	1.000	0.737	0.361	101.29	96.63	100.40
宁夏	1.000	0.509	0.218	92.41	94.63	99.19
青海	0.552	0.475	0.221	94.73	95.96	100.42
山东	0.927	0.864	0.469	93.56	96.95	99.69
山西	0.997	0.718	0.311	91.23	92.60	97.83
陕西	0.914	0.746	0.354	90.97	94.04	100.57
上海	1.000	1.000	1.000	104.12	105.61	108.81
四川	0.773	0.729	0.337	94.94	95.76	101.65
天津	0.914	0.865	0.588	99.45	100.66	106.50
新疆	0.852	0.642	0.306	98.38	98.74	99.59
云南	0.782	0.729	0.318	93.09	94.41	99.51
浙江	0.931	0.850	0.538	102.38	101.96	103.97
重庆	0.839	0.636	0.332	89.92	97.85	103.17

收敛两种手段,前者表示整体上差异的减少,后者表示研究对象中低的全要素生产率省份有更高的全要素生产率的增长率。考虑到 DEA 方法本质上是相对有效性的定义,因此基于 DEA 方法得到的绿色全要素生产率平均值的上升意味着存在 σ 收敛的情况。然而, σ 收敛仅能判定是否存在收敛的可能性,对于我国绿色全要素生产率是否真正存在收敛的情况,则需要通过 β 收敛的检验。 β 收敛可以通过回归方程^[24]

$$M(\text{gtfp}_{i,T}) = \alpha + \beta \ln(\text{gtfp}_{i,t_0}) + \varepsilon_{i,t}$$

来估计。其中, gtfp_{i,t_0} 表示第 i 个省份在初始期 t_0 时的绿色全要素生产率水平, $M(\text{gtfp}_{i,T})$ 表示第 i 个决策单元在考察期 T 期间平均的绿色全要素生产率的变化率,可以通过 Malmquist 指数来计算。在上式的回归计算中,如果 $\beta < 0$,则证明绿色全要素生产率存在收敛的情况。

通过绝对 β 收敛的检验来验证 3 种模型的选择对我国省际绿色全要素生产率的收敛性的影响,如表 3 所示。可以看出,在 3 种模型下,我国省际绿色全要素生产率都没有表现出收敛的性质,在 S-DDF 和 SBM 模型中甚至表现出发散的特点。也就是说,绿色全要素生产率高的地方,同时也有较高的绿色全要素生产率的增长率。

4 实证结果的解释及模型选择的建议

从第 3 节的实证结果可以看出,使用 3 种不同 DEA 模型得到的我国省级绿色全要素生产率的时空分布特征有很大的差异。在这一节中,我们对实证结果的差异做进一步的解释。

首先,从方法入手进行分析。需要指出的是,尽管 DEA 和 Malmquist 指数方法可以得到绿色全要素生产率及其增长率的结果,然而方法本身的特点使得其结果对于现实的解释能力有限。1) 由于 DEA 方法借助“相对有效性”来定义 0~1 之间的全

表 3 3 种模型下的绿色全要素生产率的绝对 β 收敛性

Table 3 Absolute beta convergence of China's provincial green total factor productivity of three DEA models

模型	β	标准误差	P	R^2	收敛性结论
W-DDF	0.033295	0.038858	0.398807	0.025551	不收敛
S-DDF	0.0486*	0.024287	0.055166	0.125115	不收敛
SBM	0.021237**	0.009508	0.033679	0.15123	不收敛

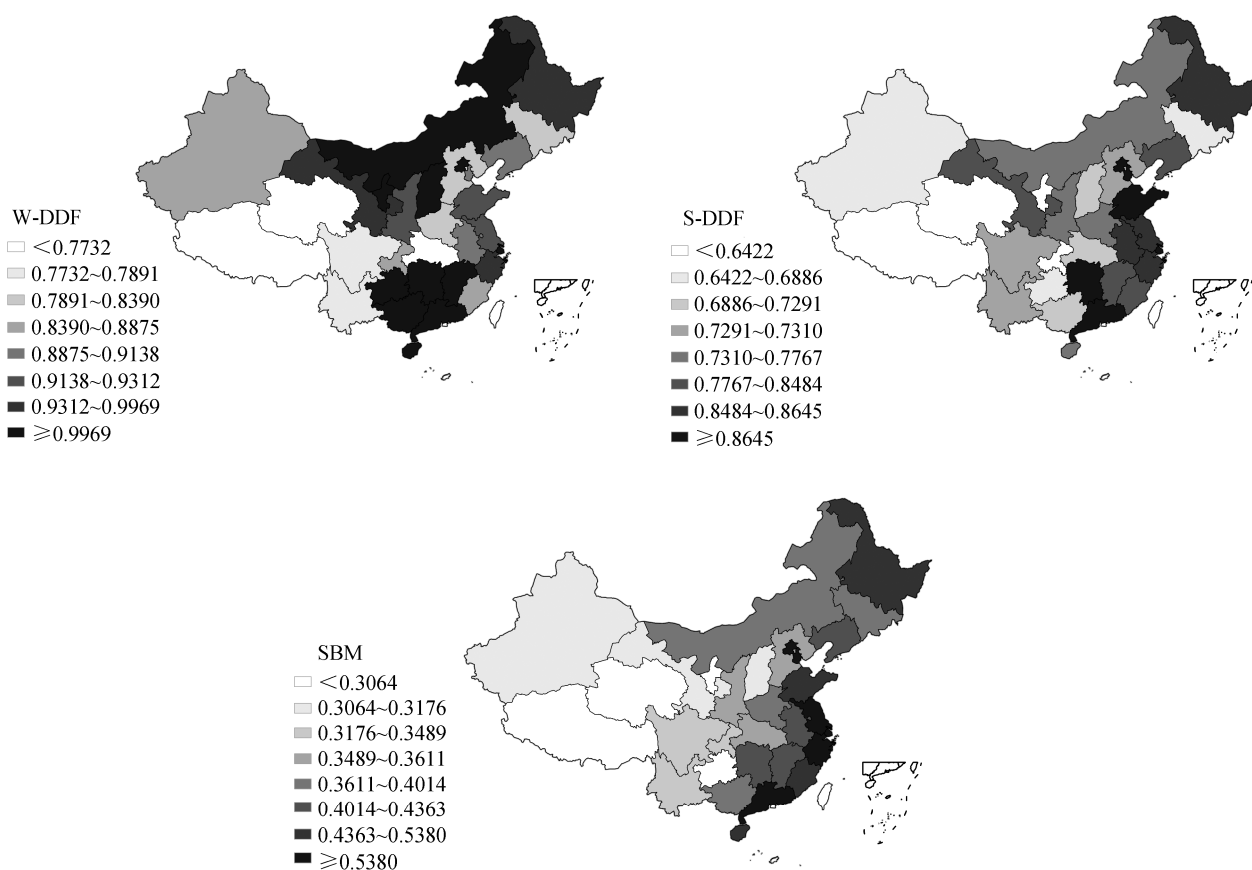


图3 3种模型下的绿色全要素生产率分布

Fig. 3 Spatial distribution of China's provincial green total factor productivity of three DEA models

要素生产率值,因此DEA结果的现实解释力仅仅体现为不同省份之间全要素生产率的相对大小,而非绝对数值。2) Malmquist 指数是用4个“相对有效性”指标的比值来定义全要素生产率的增长率,因此Malmquist指数的现实解释力体现在不同年份之间的比较,而非不同省份之间的比较。因此,通过我们的研究可以看出,虽然无论是绿色全要素生产率还是其增长率,W-DDF和S-DDF模型得到的绝对值都更接近(表2),然而就空间分布或是时间趋势而言,S-DDF和SBM模型得到的结果都更为接近。

然后,我们进一步分析这种模型间差异的原因,与S-DDF或是SBM模型相比,W-DDF模型采取不同的生产可能性集合的假设(式(2))。从定义来看,弱可处置性假设意味着更加宽松的相对有效性定义,也就是说,只要不存在合意产出更多同时非合意产出更少的其他决策单元,该决策单元就定义为有效的决策单元。从图5可以看出,在弱可处置性

假设下,同样定义为有效的(即绿色全要素生产率=1)决策单元可能有着不同的排放强度(在我们的研究中为单位GDP的污染物排放量,表示为图5中的斜率)。然而,这样的假设并不符合我们对绿色全要素生产率的定义,因此从这个角度来讲,强可处置性的假设是更符合现实的一种假设。在我们的实证研究中,如表2所示,W-DDF得到的绿色全要素生产率为1的省份要远高于其他两种模型,因此我们认为S-DDF和SBM模型得到的结果更符合现实,也就是说,我国省级绿色全要素生产率表现出的从东部沿海到西部省份递减的趋势更接近现实的情况。

最后,我们分析S-DDF模型与SBM模型差异的原因。在这两种模型下,生产可能性集合的假设一致,而效率测度指标的选择不一致,其中S-DDF模型的效率测度指标为径向型指标,而SBM模型为松弛型指标。同样,从理论上讲,松弛型指标同时考虑了由投入的松弛问题带来的相对无效性,径

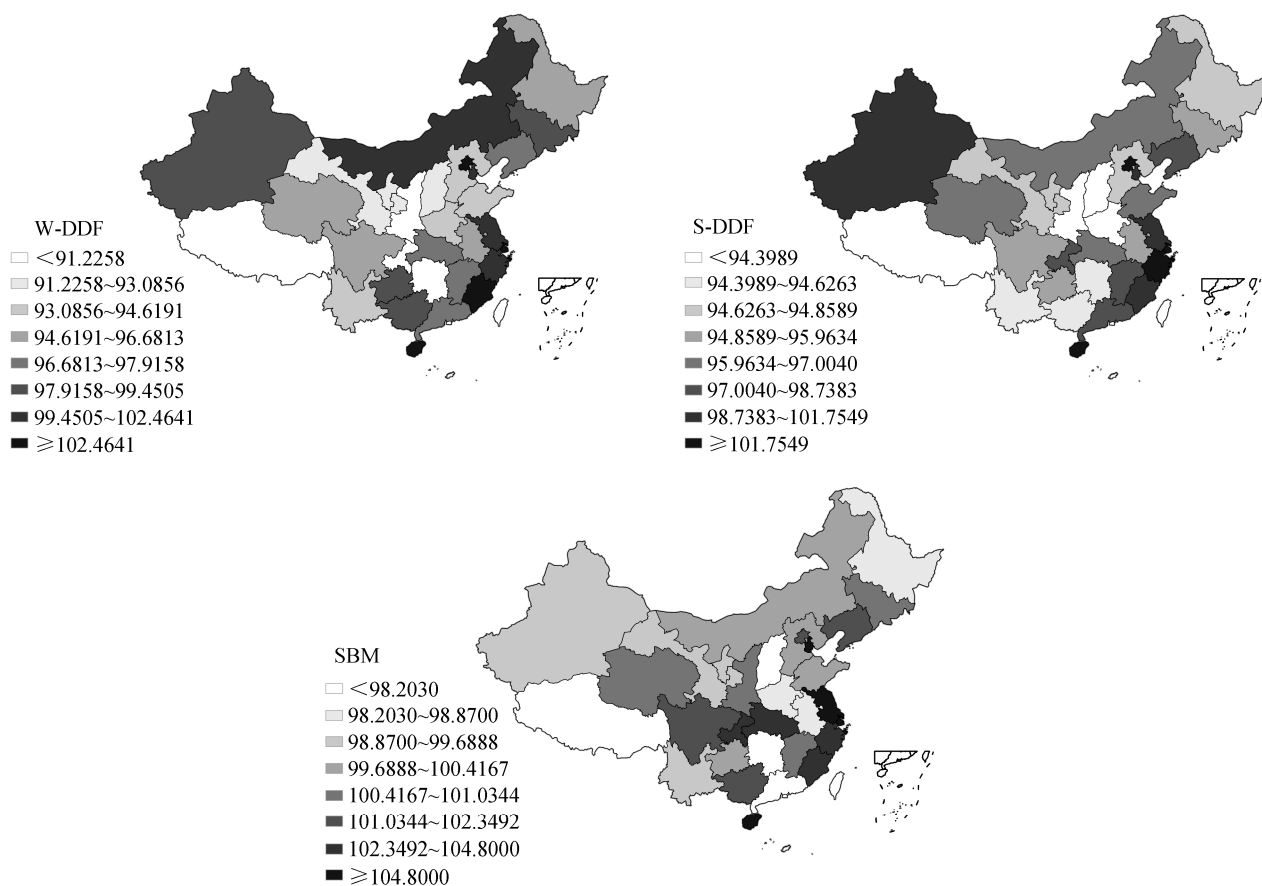


图 4 3 种模型下的绿色全要素生产率增长率(%)分布

Fig. 4 Spatial distribution of the growth rate of China's provincial green total factor productivity of three DEA models

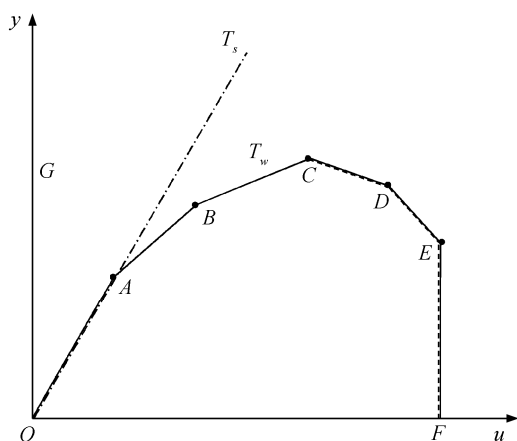


图 5 弱可处置性和强可处置性假设的差异

Fig. 5 Difference between weakly disposable and Strongly disposable hypothesis

向型指标则忽略了这种无效性。表示为现实含义,也就是说松弛型指标考虑了所有生产效率的差异,径向性指标则忽略了一些生产效率,因此可以认为松弛型指标是更能表征绿色全要素生产率的一种指

标。在我们的实证研究中,从图 1 和 2 可以看出,尽管 S-DDF 模型与 SBM 模型得到的绿色全要素生产率的增长率随时间变化的趋势接近,然而 SBM 模型得到的绿色全要素生产率逐年增加(Malmquist 指数大于 1),S-DDF 模型得到的绿色全要素生产率逐年减少(Malmquist 指数小于 1)。这正是因为 S-DDF 模型忽略了部分生产效率改善导致绿色全要素生产率的增长。

综上所述,不同模型得到的不同结果源自不同模型对于生产可能性集合假设或效率测度指标选择的差异。通过对其现实含义的分析,我们发现,就我国绿色全要素生产率的评估而言,基于松弛型指标和强可处置性假设的 SBM 模型是更贴近其现实含义的模型。

5 结论与不足

DEA 方法可以对我国省际绿色全要素生产率进行评估。然而,本研究的实证测算发现,在评估

中选择不同的 DEA 模型,对实证结果有非常大的影响。我国省际绿色全要素生产率的时间趋势、空间分布和收敛性特征的判断都会由于 DEA 模型的不同而表现出显著的差异。此外,在本文选择的 3 种模型中,效率测度指标的不同对结果的影响明显小于生产前沿面假设的不同对结果的影响。

通过对不同模型的假设和现实含义的分析,我们发现 SBM 模型是 3 种模型中更符合绿色全要素生产率现实含义的一种模型。基于该模型,我国省级绿色全要素生产率在空间上表现出从东部沿海至西部地区递减的分布特点,在整体上,我国的绿色全要素生产率在 2005—2013 年间表现出以 2% 左右的增长率逐年递增的趋势,然而,区域之间的差距也越来越大。

参考文献

- [1] Charnes A, Cooper W W, Rhodes E. Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research*, 1978, 2(6): 429-444
- [2] 胡鞍钢,郑京海,高宇宁,等. 考虑环境因素的省级技术效率排名(1999—2005). *经济学(季刊)*, 2008 (3): 933-960
- [3] 孙立成,周德群,李群. 基于非径向 DEA 模型的区域环境绩效评价研究. *统计与信息论坛*, 2009(7): 67-71
- [4] 李俊,徐晋涛. 省际绿色全要素生产率增长趋势的分析: 一种非参数方法的应用. *北京林业大学学报: 社会科学版*, 2009(4): 139-146
- [5] 程丹润,李静. 环境约束下的中国省区效率差异研究: 1990—2006. *财贸研究*, 2009(1): 13-17, 66
- [6] 王兵,吴延瑞,颜鹏飞. 中国区域环境效率与环境全要素生产率增长. *经济研究*, 2010(5): 95-109
- [7] Zhou P, Ang B W, Poh K L. A survey of data envelopment analysis in energy and environmental studies. *European Journal of Operational Research*, 2008, 189(1): 1-18
- [8] Färe R, Grosskopf S, Lovell C A K, et al. Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach. *The Review of Economics and Statistics*, 1989, 71(1): 90-98
- [9] Chung Y H, Färe R, Grosskopf S. Productivity and undesirable outputs: a directional distance function approach. *Journal of Environmental Management*, 1997, 51(3): 229-240
- [10] Tone K. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis. *European Journal of Operational Research*, 2001, 130(3): 498-509
- [11] Malmquist S. Index numbers and indifference surfaces. *Trabajos de Estadística*, 1953, 4(2): 209-242
- [12] Goldsmith R W. A perpetual inventory of national wealth // *Conference on Research in Income and Wealth. Studies in Income and Wealth, Volume 14*. Cambridge, MA: NBER, 1951: 5-73
- [13] 吴延瑞. 生产率对中国经济增长的贡献: 新的估计. *经济学(季刊)*, 2008(3): 827-842
- [14] Chow G C. Capital formation and economic growth in China. *The Quarterly Journal of Economics*, 1993: 809-842
- [15] 张军,吴桂英,张吉鹏. 中国省际物质资本存量估算: 1952—2000. *经济研究*, 2004(10): 35-44
- [16] 黄勇峰,任若恩,刘晓生. 中国制造业资本存量永续盘存法估计. *经济学(季刊)*, 2002(1): 377-396
- [17] 王兵,黄人杰. 中国区域绿色发展效率与绿色全要素生产率: 2000—2010: 基于参数共同边界的实证研究. *产经评论*, 2014(1): 16-35
- [18] 王俊能,许振成,胡习邦,等. 基于 DEA 理论的中国区域环境效率分析. *中国环境科学*, 2010(4): 565-570
- [19] 陈诗一. 节能减排与中国工业的双赢发展: 2009—2049. *经济研究*, 2010(3): 129-143
- [20] 汪克亮,杨宝臣,杨力. 考虑环境效应的中国省际全要素能源效率研究. *管理科学*, 2010(6): 100-111
- [21] 杨俊,邵汉华,胡军. 中国环境效率评价及其影响因素实证研究. *中国人口·资源与环境*, 2010(2): 49-55
- [22] 吴琦,武春友. 基于 DEA 的能源效率评价模型研究. *管理科学*, 2009(1): 103-112
- [23] Scheel H. Undesirable outputs in efficiency valuations. *European Journal of Operational Research*, 2001, 132(2): 400-410
- [24] 杨龙,胡晓珍. 基于 DEA 的中国绿色经济效率地区差异与收敛分析. *经济学家*, 2010(2): 46-54