

MPRA

Munich Personal RePEc Archive

The measurement of regional industrial Environmental Performance——based on non-radial BML-DEA model

Liwei Tang and Zongyi Hu and Yongjun Zhang

College of Finance and Statistics, Hunan University

6. January 2014

Online at <http://mpa.ub.uni-muenchen.de/55380/>

MPRA Paper No. 55380, posted 6. May 2014 05:50 UTC

基于非径向 BML-DEA 模型的中国地区工业环境绩效测度¹

摘要: 本文结合 BM 方向距离函数、非径向 DEA 模型以及 Luenberger 生产率指标的特点, 发展了一种非径向 BML-DEA 模型测度环境绩效, 并对中国 30 个省市 1997-2011 年地区工业环境绩效变化趋势进行了分析。研究发现: 整体上中国地区工业环境绩效增长主要来源于技术进步而非效率改善; 中国最发达的四个省市北京、上海、江苏和广东的工业环境绩效的年均增长幅度最高; 三种环境污染物对工业环境绩效的影响按大小排列为二氧化硫、二氧化碳和烟粉尘, 且三种污染物处理对工业环境绩效增长的贡献比较均衡; 不同地区的工业环境绩效及其分解成份存在显著差异, 东部地区的工业环境绩效增长速度显著高于其他地区, 但效率增长速度并不优于中西部, 甚至略低于中部。因此, 各地区提升资源的有效利用水平迫在眉睫。
关键词: 环境绩效; 无可行解; 冗余度; 非径向 BML-DEA 模型

The measurement of regional industrial Environmental Performance——based on non-radial BML-DEA model

Abstract: Combining the characteristics of BM direction distance function, non- radial DEA model and Luenberger productivity indicators, we develop a non-radial BML-DEA model to measure Environmental Performance. And by using the panel data of 30 provinces from 1997 to 2011 in China, we measure and analysis the regional industrial eco-efficiency. The results show that the overall growth of industrial Environmental Performance of the region comes mainly from technological progress rather than efficiency improvements, the highest average annual growth rate of areas are Beijing, Shanghai, Jiangsu and Guangdong. The effect from three pollutants on industrial Environmental Performance by descending is SO₂, CO₂ and Smoker, and the contribution of the three pollutants deal more balanced. There are significant differences among industrial Environmental Performance and its decomposition ingredients in different regions. The growth rate of industrial Environmental Performance in east is significantly higher than other regions, but the growth rate of efficiency is not superior to the center and west, and even slightly lower than the center. Therefore, regions need to enhance the efficiency in using the resources.

Keywords: Environmental Performance; infeasible solution; slacks; non- radial BML-DEA model

一、引言

早期的经济增长只注重生产以满足人们不断增长的物质需求, 导致资源过度使用, 环境问题日益严重, 因此, “可持续发展”理论应运而生。“可持续发展”的内涵为在满足当代人需求的同时不破坏后代人的需求能力, 它将经济维度和环境维度紧密联系在一起。经济发展中的生产过程通过自然资源消耗和污染物排放对环境产生影响, 反过来, 自然资源的可得性与环境规制也会对经济发展产生影响, 因此, 对于生产或企业的可持续发展评价的关注也越来越多。衡量“可持续发展”的指标为“环境绩效”。环境绩效是指经济活动产生的增加值与其对环境造成的破坏之比, 如果生产活动中能以较少的资源投入和较低的污染排放创造较高的经济产出, 则其环境绩效就较高, 生产活动的环境绩效就好。环境绩效强调经济效益和环境效益的统一。本文从区域视角出发, 构建非径向BML-DEA模型对中国30个省市的工业环境绩效进行测度, 以期为各区域探索循环经济发展途径提供经验参考与决策依据。

传统的环境绩效测算方法有生命周期核算法和直接采用GDP/CO₂作为简单替代指标, 前者对数据的要求过于苛刻且在污染物指标权重的选择上难以达成共识 (Olsthoorn et al, 2001^[1]; Ebert, Welsch, 2004^[2]; Zhou et al, 2006^[3]); 后者计算简便但忽略了生产过程中产生

¹基金项目: 本文获国家社科基金重点项目“能源消费、碳排放与经济增长的一般均衡分析与政策优化研究”(12AJL007)资助。

的其他污染物。Kuosmannen, Kortelainen(2005)^[4]首次采用数据包络分析方法(DEA)对静态条件下的相对环境绩效进行了测算, DEA方法的优点在于各污染物指标权重内生于DEA模型, 能够避免权重选取的主观随意性, 测算结果更加客观。随后, Hua et al(2007)^[5]; Barba-Gutiérrez et al(2009)^[6]; Camarero, Castillo, et al. (2013)^[7]; 刘一(2008)^[8]; 黄和平等(2010)^[9]; 邓波等(2011)^[10]; 高峰等(2011)^[11]; 张旭峰(2012)^[12]等进行了相应的实证应用。近年来, Kortelainen(2008)^[13]在静态环境绩效DEA评价模型基础上提出基于Malmquist生产率指数的动态环境绩效评价方法, 使评价环境绩效在时间上的动态变化成为现实。杨文举(2009)^[14]; 彭昱(2011)^[15]基于该方法以中国为实证对象进行了环境绩效测算。此外, Picazo-Tadeo, Beltran-Esteve, et al. (2012)^[16]基于直接距离函数对西班牙橄榄种植场的静态环境绩效进行了测算, Picazo-Tadeo, Beltran-Esteve, et al. (2013)^[17]进一步在直接距离函数基础上测算了OECD成员国的动态环境绩效。

基于 Malmquist 生产率指数的动态环境绩效评价方法为评价环境绩效在时间上的动态变化提供了很好的参考与借鉴, 但仍存在进一步改进的空间。首先, 现有动态环境绩效测算均是在“径向”条件下进行的, 忽略了不同环境污染变量可能存在不同比例冗余缩减, 当存在不同比例冗余缩减时, 径向测度会高估决策单元的环境绩效水平, 导致被决策单元之间的环境绩效区别度较差; 其次, 对跨期混合距离函数无可行解的问题并未给予足够重视。基于以上研究的不足, 本文发展了一种非径向 BML-DEA 模型对区域工业环境绩效进行测度, 与现有研究相比, 本文可能的创新主要包括: (1) 结合 BM 方向距离函数、非径向 DEA 模型以及 Luenberger 生产率指标发展了一种非径向 BML-DEA 模型, 该模型既允许不同污染物存在不同的缩减比例, 以实现更加精准的环境绩效测算, 又可以解决无可行解问题, 使所有被评价单元的环境绩效值均能够存在; (2) 利用 1997-2011 中国省际面板数据, 对省际工业环境绩效进行了测算, 我们发现, 样本研究期内, 中国省际工业环境绩效增长主要由技术进步推动, 效率改进贡献甚微; (3) 利用新型生产率分解指数分解方法, 详细分析了各环境污染物对工业环境绩效带来的影响。

二、环境绩效与非径向 BML-DEA 模型

设有 N 个被评价单元, 时间跨度为 T , 对应的经济活动产出增加值为 v^t , 同时, 设经济活动将会产生 n 种环境压力(污染物), 时刻 t 对应的环境压力可以表示为: $p^t = (p_1^t, \dots, p_n^t)$ 。

根据 Kortelainen (2008)的定义, 环境绩效可以定义为经济增加值与环境压力指标的比值, 当增加值相对于环境压力增加时, 则表明环境绩效得到了改善, 在这种定义下, t 时期的环境绩效可以表示为:

$$Env-performance^t = \frac{v^t}{w_1 p_1^t + \dots + w_n p_n^t} \quad (1)$$

其中 w 为权重, 仿效 Kortelainen (2008), Picazo-Tadeo et al.(2013)的做法, 本文计算的环境绩效是相对环境绩效。依据直接距离函数(DDF)计算, t 时期的 DDF 可以表示为:

$$\begin{aligned}
\bar{D}^t[v^t, \mathbf{p}^t; \mathbf{g} = (g_v, -\mathbf{g}_p)] &= \max\{\beta \mid (\mathbf{p}^t - \beta \mathbf{g}_p) \in \text{PRS}^t(v^t + \beta g_v)\} \\
&\sum_{i=1}^N \lambda_i v_i^t \geq v^t \\
&\sum_{i=1}^N \lambda_i p_{i,1}^t \leq (1-\beta) p_{i,1}^t \\
&\vdots \\
&\sum_{i=1}^N \lambda_i p_{i,n}^t \leq (1-\beta) p_{i,n}^t \\
&\lambda_i \geq 0 \quad i=1, \dots, N
\end{aligned} \tag{2}$$

式 (2) 中, PRS 为压力需求集, 即生产增加值 v 的所有 \mathbf{p} 的可能组合。 $\mathbf{g} = (g_v, -\mathbf{g}_p)$ 为方向向量, 本文将方向向量设为 $\mathbf{g} = (0, -\mathbf{p})$, 即在产出增加值不变的条件下测算环境压力的最大缩减程度。本文采用 *Luenberger* 生产率指标²刻画环境绩效的动态变化特征, 以此为依据构建环境绩效变化指数及其分解指数 (包括效率变化指数和技术进步变化指数)。时期 t 与 $t+1$ 间的环境绩效变化指数可以表示为³:

$$ecoch^{t,t+1}(v^t, \mathbf{p}^t, v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}; \mathbf{g}) = \bar{D}^t(v^t, \mathbf{p}^t) - \bar{D}^t(v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}) \tag{3}$$

由于存在时期选取的任意性, 环境绩效变化指数也可以表示为:

$$ecoch^{t,t+1}(v^t, \mathbf{p}^t, v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}; \mathbf{g}) = \bar{D}^{t+1}(v^t, \mathbf{p}^t) - \bar{D}^{t+1}(v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}) \tag{4}$$

为消除任意性的影响, 将式 (3) 和 (4) 取平均值得到:

$$ecoch^{t,t+1}(v^t, \mathbf{p}^t, v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}; \mathbf{g}) = \frac{1}{2} \left([\bar{D}^t(v^t, \mathbf{p}^t) - \bar{D}^t(v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1})] + [\bar{D}^{t+1}(v^t, \mathbf{p}^t) - \bar{D}^{t+1}(v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1})] \right) \tag{5}$$

时期 t 与 $t+1$ 间的效率变化指数可以表示为:

$$effch^{t,t+1}[v^t, \mathbf{p}^t, v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}; \mathbf{g}] = \bar{D}^t(v^t, \mathbf{p}^t) - \bar{D}^{t+1}(v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}) \tag{6}$$

时期 t 与 $t+1$ 间的技术进步变化指数与环境绩效变数指数构造类似, 可以表示为:

$$techch^{t,t+1}[v^t, \mathbf{p}^t, v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}; \mathbf{g}] = \frac{1}{2} \left([\bar{D}^{t+1}(v^t, \mathbf{p}^t) - \bar{D}^t(v^t, \mathbf{p}^t)] + [\bar{D}^{t+1}(v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1}) - \bar{D}^t(v^{t+1}, \mathbf{p}^{t+1})] \right) \tag{7}$$

结合式 (5) - (7) 可以得到环境绩效变化指数及其分解指数的关系式:

$$ecoch^{t,t+1} = effch^{t,t+1} + techch^{t,t+1} \tag{8}$$

由式 (2) 的定义可知, 基于式 (2) 基础构造的径向 DEA 模型要求在增加值一定的条件下, 所有污染物同比例缩减, 但当某一污染物 p_1 达到最大缩减比例 β 时, 另一污染物 p_2 并不一定达到最大缩减比例 (假设为 β_1 且 $\beta_1 > \beta$), 即 p_2 还可以进一步缩减。因此“同比例增减”约束通常与实际不符, 这会导致环境绩效的度量出现偏误。此时, 采用非径向 DEA 模型测度环境绩效可以避免这一问题, 但另一个潜在问题是混合期直接距离函数的求解可能出现无可行解的情形, Picazo-Tadeo et al. (2013) 的处理办法是将存在很多无可行解的个体的环境绩效值设置为空白, 使这些个体不参与评价, 但此种处理方法显然会影响评价的完整性。当前解决无可行解问题的方法主要有两种: 一是采用超效率 DEA 进行处理, 将被评价单元

² Boussemart et al.(2003)对 *Malmquist* 指标和 *Luenberger* 指标进行了详细对比, 认为 *Luenberger* 指标的未来的应用前景更加可观。

³ 为表达简便, 距离函数 $\bar{D}(v, \mathbf{p}; -\mathbf{p})$ 均用 $\bar{D}(v, \mathbf{p})$ 表示。

从约束条件数中剔除(Cooper et al, 2007)^[18]; 二是构造全局前沿面解决无可行解问题(Pastor, Lovell, 2005^[19]; Oh, 2010^[20]), 前者基于距离函数求解, 后者基于直接距离函数求解(Oh, 2010)^[21]。但在可变规模报酬条件下, 超效率模型也会出现无可行解的情况(Lee et al (2011)^[22]), 而全局 DEA 模型的缺点在于新加入数据集时, 全局 DEA 模型会被重新计算, 容易受到研究期限限制, 缺乏稳健性。因此, 这两种处理无可行解的方法均存在一定的不足。针对全局 DEA 模型存在的缺陷, Pastor et al (2011)^[23]提出一个新的 M 指数——BM 生产率指数, 这个指数既可以解决无可行解问题, 又可以避免 GM 指数缺乏稳健性的问题, 因此, 本文基于 BM 生产率指数来解决无可行解问题。

t 时期基于投入产出组合 (y^t, x^t) 的投入导向的 BM 生产率指数可以表示为:

$$\begin{aligned}
 \bar{D}^B(y^t, p^t) = \beta \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} y_i^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t y_i^t \geq y_i^t \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} x_{i,1}^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t x_{i,1}^t \leq (1-\beta)x_{i,1}^t \\
 \vdots \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} x_{i,n}^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t x_{i,n}^t \leq (1-\beta)x_{i,n}^t \\
 \lambda_i^t \geq 0, \beta_j > 0 \quad i=1, \dots, N
 \end{aligned} \tag{9}$$

其中 y 为产出, x 为投入。由式 (9) 可知, 基于 BM 生产率指数的用于测算环境绩效的非径向 DEA 模型 (非径向 BML-DEA 模型) 只需求解如下两个距离函数:

$$\begin{aligned}
 \bar{D}^B(v^t, p^t) = \max \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \beta_i \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} v_i^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t v_i^t \geq v_i^t \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} p_{i,1}^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t p_{i,1}^t \leq (1-\beta_1)p_{i,1}^t \\
 \vdots \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} p_{i,n}^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t p_{i,n}^t \leq (1-\beta_n)p_{i,n}^t \\
 \lambda_i^t \geq 0, \beta_j > 0 \quad i=1, \dots, N
 \end{aligned} \tag{10}$$

$$\begin{aligned}
 \bar{D}^B(v^{t+1}, p^{t+1}) = \max \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \beta_i \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} v_i^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t v_i^t \geq v_i^{t+1} \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} p_{i,1}^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t p_{i,1}^t \leq (1-\beta_1)p_{i,1}^{t+1} \\
 \vdots \\
 \sum_{i=1}^N \lambda_i^{t+1} p_{i,n}^{t+1} + \sum_{i=1}^N \lambda_i^t p_{i,n}^t \leq (1-\beta_n)p_{i,n}^{t+1} \\
 \lambda_i^t \geq 0, \beta_j > 0 \quad i=1, \dots, N
 \end{aligned} \tag{11}$$

结合式 (10) 和 (11), 可以构造基于 BM 前沿面的 Luenberger 生产率指标, 式 (7) 和 (8) 可以转化为:

$$tech^{t,t+1}(v^t, p^t, v^{t+1}, p^{t+1}; g) = (\bar{D}^B(v^t, p^t) - \bar{D}^t(v^t, p^t)) - (\bar{D}^B(v^{t+1}, p^{t+1}) - \bar{D}^{t+1}(v^{t+1}, p^{t+1})) \tag{12}$$

$$ecoch^{t,t+1}(v^t, p^t, v^{t+1}, p^{t+1}; g) = \bar{D}^B(v^t, p^t) - \bar{D}^B(v^{t+1}, p^{t+1}) = effch^{t,t+1} + tech^{t,t+1} \tag{13}$$

仔细观察可发现, 式 (10)、(11) 具有非径向特性, 且本文污染物指标包括二氧化碳 (CO₂)、工业二氧化硫 (SO₂) 和工业烟 (粉) 尘⁴ (Smoker), 因此可以将环境绩效变化指数进一步分解, 得到环境绩效变化的具体来源, 参照 Chang, et al. (2012)^[24]对非径向 DEA 模型的分解思路将环境绩效变化指数分解为:

⁴ Kortelainen (2008) 将环境压力进行了分类, 本文主要是以大气污染作为测度环境绩效的环境压力集, 所以并未包括废水排放和工业固定废弃物排放等非大气污染排放物。此外, 2012 年及 2013 年《中国统计年鉴》中将工业烟尘排放和工业粉尘两项合并为工业烟 (粉) 尘排放, 本文参照这种做法将样本研究期内的两项进行了合并。

$$ecoch^{t,t+1} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ecoch_i^{t,t+1} = \frac{1}{3} (ecoch_{CO_2}^{t,t+1} + ecoch_{SO_2}^{t,t+1} + ecoch_{Smoker}^{t,t+1}) \quad (14)$$

其中 $ecoch_i^{t,t+1}(v^t, p^t, v^{t+1}, p^{t+1}; g) = \bar{D}_i^B(v^t, p^t) - \bar{D}_i^B(v^{t+1}, p^{t+1})$, i 分别对应 CO_2 、 SO_2 和 $Smoker$ 。

同理, 效率变化指数和技术进步变化指数也可进行相同分解:

$$effch^{t,t+1} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n effch_i^{t,t+1} = \frac{1}{3} (effch_{CO_2}^{t,t+1} + effch_{SO_2}^{t,t+1} + effch_{Smoker}^{t,t+1}) \quad (15)$$

$$techch^{t,t+1} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n techch_i^{t,t+1} = \frac{1}{3} (techch_{CO_2}^{t,t+1} + techch_{SO_2}^{t,t+1} + techch_{Smoker}^{t,t+1}) \quad (16)$$

其中 $effch_i^{t,t+1} = \bar{D}_i^B(v^t, p^t) - \bar{D}_i^B(v^{t+1}, p^{t+1})$, $techch_i^{t,t+1} = ((\bar{D}_i^B(v^t, p^t) - \bar{D}_i^B(v^t, p^t)) - (\bar{D}_i^B(v^{t+1}, p^{t+1}) - \bar{D}_i^B(v^{t+1}, p^{t+1})))$,

下文将利用本文发展的非径向 BML-DEA 模型测度中国地区工业环境绩效。

三、地区工业环境绩效测算与结果分析

(一) 数据来源与描述性统计

考虑数据的可得性, 本文采用中国 1997-2011 共 14 年 30 个省市的省际面板数据作为研究样本, 数据集合并未包括西藏、香港、澳门和台湾地区。各地区的工业增加值 (采用工业品出厂价格指数进行调整, 1997 年为基期) 为增加值变量, 空气污染指标则以工业二氧化硫 (SO_2)、二氧化碳 (CO_2) 和工业烟粉尘 ($Smoker$) 排放量表示。与其他污染物不一样, 中国目前暂无统计机构公布 CO_2 排放数据, 需自己计算。本文估算的 CO_2 排放来源于化石能源消费所产生的排放, 采用单位能源 CO_2 排放系数, 即 2.13 吨 CO_2 /吨标准煤 (李小平, 卢现祥 (2010)^[25]) 计算各省市碳排放量⁵。文中所有数据均来源于历年《中国能源统计年鉴》和《中国统计年鉴》, 各变量的描述性统计值如表 1 所示。

表 1 各变量描述统计值

变量	单位	均值	标准差	最小值	最大值
工业增加值	亿元	2934.47	3625.84	52.05	23033.05
CO_2	亿吨	1.75	1.35	0.08	7.91
SO_2	万吨	60.11	38.91	1.69	176.01
Smoker	万吨	53.56	39.79	1.11	211.65

(二) 中国地区工业环境绩效测算及其分解

1. 非径向 BML—DEA 模型与传统 DEA 模型测算结果比较

表 2 30 个省市 1997-2011 年环境绩效均值对比

	非径向 BML-DEA 模型			传统 DEA 模型		
	ecoch	effch	techch	ecoch	effch	techch
北 京	0.157	0.038	0.119			
天 津	0.097	0.017	0.081			
河 北	0.015	-0.005	0.021	0.023	-0.002	0.024
山 西	0.013	0.001	0.012	0.019	0.009	0.011
内 蒙 古	0.020	0.007	0.013	0.027	0.013	0.014
辽 宁	0.026	0.002	0.024	0.029	0.007	0.022
吉 林	0.036	0.008	0.028	0.055	0.022	0.033
黑 龙 江	0.014	-0.019	0.034	0.016	-0.017	0.033
上 海	0.105	0.000	0.105			
江 苏	0.102	-0.005	0.107			
浙 江	0.076	-0.020	0.096			

⁵ 因为缺乏各地区工业行业能源消费统计数据, 所以无法估算各地区工业行业的碳排放, 但二氧化碳排放主要来自于工业行业的能源消费, 本文采用各地区能源消费产生的碳排放近似替代。

安徽	0.035	0.008	0.027	0.044	0.023	0.021
福建	0.040	-0.026	0.066			
江西	0.031	0.004	0.027	0.045	0.019	0.026
山东	0.032	-0.003	0.034	0.034	-0.007	0.041
河南	0.028	0.001	0.027	0.030	0.005	0.025
湖北	0.031	0.006	0.025	0.042	0.014	0.028
湖南	0.025	0.003	0.022	0.026	0.006	0.019
广东	0.136	0.000	0.136			
广西	0.021	0.004	0.016	0.025	0.003	0.022
海南	0.041	0.006	0.035	0.056	0.004	0.051
重庆	0.024	0.002	0.022	0.022	-0.003	0.025
四川	0.027	0.009	0.017	0.029	0.011	0.018
贵州	0.009	0.001	0.008	0.012	0.005	0.008
云南	0.004	-0.015	0.020	0.010	-0.008	0.019
陕西	0.031	0.009	0.022	0.041	0.019	0.022
甘肃	0.011	-0.001	0.013	0.015	0.002	0.013
青海	0.012	-0.002	0.015	0.015	0.001	0.014
宁夏	0.006	-0.001	0.007	0.007	-0.002	0.009
新疆	0.009	-0.007	0.016	0.011	-0.001	0.012
均值	0.041	0.001	0.040	0.028	0.005	0.022

注：空白处表示为线性规划无可行解，“传统 DEA 模型”表示 Picazo-Tadeo et al.(2013)提出的基于 Luenberger 指标构建的 DEA 模型。空白表示无可行解，本文把线性规划超过 5 年存在无可行解的个体单元定义为不存在环境绩效值的个体单元。其他（实际上只有天津存在一年线性规划无可行解）省市环境绩效则采用有解的年份的测算值进行分析。

表 2 为中国各省市工业环境绩效变化指数及其分解指数在非径向 BML-DEA 模型与传统 DEA 两种方法下的测算结果。表 2 中显示，非径向 BML-DEA 模型可以解决无可行解问题，而传统 DEA 无法解决无可行解问题。为比较两种方法的测算结果是否存在显著差异，我们采用非参数 Kruskal-Wallis 秩和检验对两种测算结果进行比较检验⁶，原假设为两种方法测算的环境绩效变化指数 (*ecoch*)、效率变化指数 (*effch*) 以及技术进步变化指数 (*techch*) 不存在显著差异。将两种测算结果混合并按由小到大排序，令 R_{ij} 为地区 i 在第 j ($j=1,2$) 种方法下测算值在两种测算结果中混合排序后的秩，第 j 种方法下所有地区测算结果的秩和 $R_j = \sum_{i=1}^{n_j} R_{ij}$ ， n_j 为第 j 种方法评价的地区总和数，本文两种测算方法的地区数相等。

Kruskal-Wallis (H) 统计量可表示为：

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{j=1}^2 \frac{R_j^2}{n_j} - 3(n+1) \quad (17)$$

其中 n 为混合样本总数，在原假设成立的条件下，统计量 H 服从自由度为 $j-1$ 的卡方分布，如果有相等数据出现，即存在结时， H 可用下面的 H_C 代替：

$$H_C = \frac{H}{1 - \sum_{k=1}^g \frac{\tau_k^3 - \tau_k}{n^3 - n}} \quad (18)$$

其中 τ_k 表示第 k 个结， g 为结数（即具有相同秩的地区总数）。表 3 为检验结果。2、4、6 列分别对应 *ecoch*、*effch*、*techch* 的非参数 Kruskal-Wallis 秩和检验的检验统计量，第 3、5、7 列则为对应统计量的 p 值。表 3 显示，在两种测算方法下地区工业环境绩效总体指标 (*ecoch*) 分别在 1998 年、2006 年和 2010 年存在显著的统计差异，效率变化指数 (*effch*) 在 1998 年、1999 年、2006 年和 2010 年存在显著的统计差异，而技术进步变化指数则有九年存在显著的

⁶ 这里并未将不存在可行解的地区包括在内。

统计差异。由于传统的 DEA 环境绩效测算方法并未考虑非径向缩减，而本文发展的非径向 BML-DEA 测度方法则考虑了非径向缩减，从而使得两种测算方法的测算结果存在差异。相比于传统 DEA 方法，非径向 BML-DEA 方法更加符合实际，下文将依据该方法对环境绩效测度结果进行分析。

表 3 Kruskal-Wallis 秩和检验结果

year	ecoch_chi2	ecoch_p	effch_chi2	effch_p	techch_chi2	techch_p
1998	14.196***	0.000	2.899*	0.089	11.670***	0.001
1999	0.574	0.448	4.402**	0.036	5.071**	0.024
2000	0.223	0.637	0.203	0.652	1.541	0.215
2001	1.596	0.207	0.510	0.475	5.578**	0.018
2002	0.064	0.801	0.053	0.818	1.089	0.297
2003	0.010	0.921	2.467	0.116	5.682**	0.017
2004	1.089	0.297	0.365	0.546	1.767	0.184
2005	0.449	0.503	1.487	0.223	7.723***	0.005
2006	6.551**	0.010	3.446*	0.063	2.825*	0.093
2007	2.607	0.106	0.044	0.835	5.578**	0.018
2008	0.643	0.423	0.679	0.410	3.780*	0.052
2009	0.392	0.531	2.537	0.111	1.434	0.231
2010	4.972**	0.026	6.777***	0.009	0.244	0.621
2011	0.290	0.590	1.885	0.170	25.643***	0.000

注：***，**，*分别表示在 1%，5%，10%显著性水平下显著。

2. 地区工业环境绩效测算结果

表 2 的第 2-4 列为本文发展的非径向 BML-DEA 模型的环境绩效测算结果。整体上，中国地区工业环境绩效水平以年均 4.1% 的速度增长，其中效率水平和技术进步水平的年均增长速度分别为 0.1% 和 4%。样本研究期内环境绩效、效率水平与技术进步水平累计增长率⁷分别为 57.4%、1.4% 和 56%，环境绩效增长主要由技术进步推动，资源利用效率并未起到推动作用。工业环境绩效正增长表明中国单位工业增加值增加产生的环境压力在下降，工业经济增长的环境压力逐年缓解。接近零的效率增长率表明粗放型经济增长仍是中国工业经济发展的主导模式，资源低效率使用局面亟待扭转。正的技术进步表明中国工业行业在技术引进和技术创新方面都得到了改善与提高。从个体角度来看，各地区的工业环境绩效指数均为正，说明各省市单位环境压力下的工业增加值在提高，北京、上海、江苏、广东四个省市工业环境绩效的年均增长幅度最高，增长速度超过 10%，这与经济发展水平关联度很高，这四个省市为中国最发达的四个地区，说明经济发展有利于提高工业环境绩效的增长速度。对于效率变化指数而言，多数省市的效率指数增幅大于零，除北京和天津效率水平年均增长率超过 1% 外，其他省市效率增长率增长幅度有限。个体角度分析进一步反映出效率改进并未对工业环境绩效增长提供足够的推动力。

图 1 给出了中国工业环境绩效及其分解指数在样本研究期内的变化趋势。图 1 显示，样本研究期内，除 1998 年的工业环境绩效增长小于零外，其余年份均大于零，2006 年达到最大值 6.9%。技术进步指数与环境绩效指数变化轨迹极其相近，进一步支持了前文结论，环境绩效提升主要由技术进步推动。对于效率变化指数而言，其在样本研究期内交替变化，1998 年为最高点 3.0%，然后迅速进入小于零的负增长区间，2006 年开始出现稳定增长趋势，到 2011 年又转为负增长，这说明节能减排效率在样本研究期内并没有持续稳健增长，从而制约工业环境绩效的进一步增长。

⁷ 根据平均增长率与时间跨度计算得出。

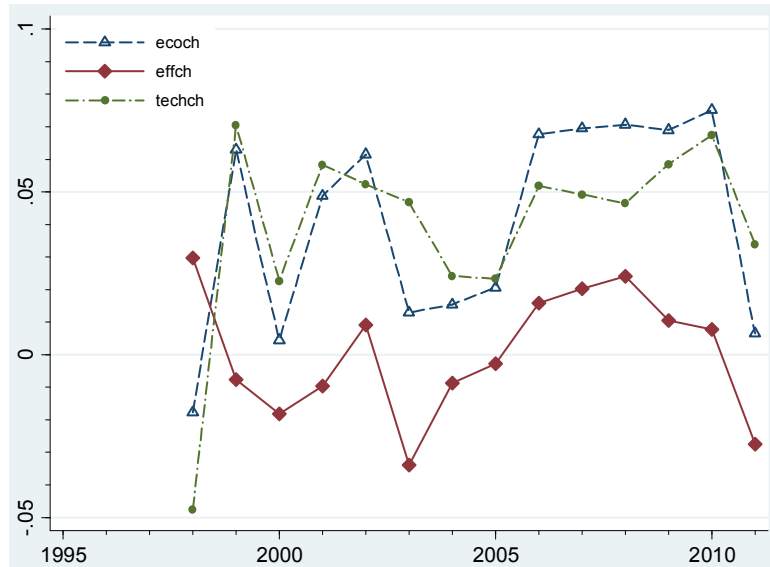


图 1 1997-2011 年中国各工业环境绩效及其分解指数变化趋势

四、地区工业环境绩效变化的因素分析

根据式 (14) - (16)，环境绩效增长可以分解为 CO_2 、 SO_2 和 Smoker 三个相关部分，表 4 为相应的分解结果。表 4 显示，样本研究期内，三种环境污染物对工业环境绩效的影响按大小排列为 SO_2 、 CO_2 、Smoker，它们使得工业环境绩效分别增加 1.5%、1.3%和 1.3%。此外，我们发现，在样本研究期内，三种污染物处理对环境绩效增长的贡献比较均衡，说明中国对这三种污染物处理做了很大努力，且处理力度相对均衡。从效率增长和技术增长来看，三种污染物对应的环境绩效增长仍由技术进步推动，效率改进并未起到实质贡献，这与总体工业环境绩效增长来源相符，说明无论是从总体还是从三种污染排放物的角度来看，资源效率都有待提高。

表 4 1997-2011 年间中国地区工业行业环境绩效平均值及其来源分解

地区	整体			CO_2			SO_2			Smoker		
	ecoch	effch	techch	ecoch	effch	techch	ecoch	effch	techch	ecoch	effch	techch
全国	0.041	0.001	0.040	0.013	0.002	0.011	0.015	0.001	0.015	0.013	-0.002	0.015
东部	0.075	0.000	0.075	0.011	0.001	0.010	0.030	0.002	0.028	0.034	-0.003	0.037
中部	0.027	0.002	0.025	0.017	0.004	0.013	0.010	0.000	0.010	0.000	-0.002	0.002
西部	0.016	0.000	0.015	0.011	0.001	0.010	0.005	0.000	0.005	0.000	-0.001	0.001

从区域层面来看，不同地区的工业环境绩效及其分解存在显著差异。表 4 显示，对于东部地区而言，工业环境绩效增长速度为 7.5%，为全国的 1.8 倍，中部的 2.8 倍，西部的 4.8 倍，技术增长速度也有相近的地区差异。这与中国经济发展水平阶梯状分布密切相关，较高的经济发展水平使得东部地区有相对足够的空间放缓经济发展速度以换取更高质量的生态环境，中部和西部则面临加快经济增长速度以缩小与东部的差距以及降低污染减排以配合国家减排目标的双重压力，但自身经济基础和其他条件相对落后于东部，在两者同时兼顾的情况下难免顾此失彼，使得技术进步难以实现较大增长。虽然东部整体工业环境绩效增长与技术增长大幅度领先于中部和西部，但效率增长速度并不优于中西部，甚至略低于中部，说明各地区资源利用效率均不理想，提升资源的有效利用水平迫在眉睫。

以上仅从静态角度对地区工业环境绩效及其分解进行了解释，并未对其动态演变趋势进行分析，那么，中国地区工业环境绩效在时间维度上的变化情况是怎样的呢？为了弄清楚这个问题，本文计算了工业环境绩效及其分解在时间维度上的发展变化趋势。图 2 为 1997-2011

年间三大地区总体以及各污染物相关的工业环境绩效的变化趋势。对于东部地区而言，除1998年工业环境绩效增长为负外，其余年份的增速均大于零。SO₂、Smoker对应的工业环境绩效变化路径与东部工业环境绩效变化路径极为相似，在“上升-下降”过程中交替变化，除1998年外，其余年份的值均大于零，呈现出稳定增长趋势。CO₂对应的工业环境绩效变化路径存在一定差异，且相对于SO₂、Smoker而言，其工业环境绩效增速普遍偏低，变化较为平稳，波动性较小，碳减排有条不紊的进行中；相比于东部地区，中部地区工业环境绩效值分别在期初、2003年和2004年低于零，且SO₂、CO₂对应的工业环境绩效变化路径与东部存在显著差异，在样本研究期内，Smoker对应的工业环境绩效值显著低于其他两种污染物，且数值大小在零值附近徘徊，样本研究期内的减排效果不佳。CO₂对应的工业环境绩效值大部分均位于SO₂、Smoker对应的值之上，说明1997-2011年间，中部地区在CO₂上的减排力度大于其他两种污染物。相比于东部地区，中部相对落后，能源利用效率低，在国际和国内双重碳减排压力下，在同时兼顾环境保护原则条件下，中部地区对碳减排的力度可能会大于其他两种污染物；西部地区工业环境绩效值具有与中部地区类似的变化趋势，相比于中部更加落后，经济发展具有更高权重，污染物减排往往力不从心，导致整体环境绩效水平低于东部和中部。比较发现，中部和西部地区工业环境绩效和各污染物对应的工业环境绩效均低于东部地区，资源有效利用以及技术创新有待进一步提高，以缩小与东部地区的差距。

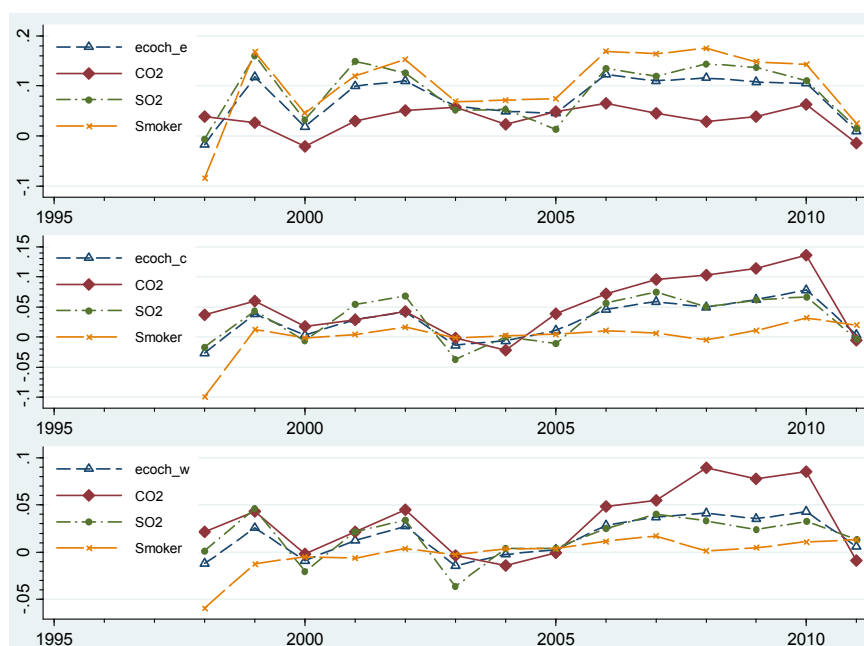


图2 各地区1997-2011年环境绩效变化趋势⁸

图3为1997-2011年间三大地区总体以及各污染物相关的效率增长的变化趋势。仔细观察发现，三大地区及其各污染物对应的效率变化指数围绕零值附近上下波动，并未有明显的差异，进一步支持了上文对效率的分析，效率改进并未对环境绩效提高提供实质贡献。图4为1997-2011年间三大地区总体以及各污染物相关的技术进步增长的变化趋势。对于东部地区而言，除1998年技术水平增长为负外，其余年份的增速均大于零。SO₂对应的技术进步变化指数的变化路径整体位于其他两种污染物对应的技术进步指数的变化路径之间。CO₂对应的技术进步指数的变化路径较其他两种污染物对应的变化路径平稳，同时，整体变化路径低于其他两种污染物对应的变化路径；相比于东部地区，中部地区技术进步变化指数较小，CO₂、Smoker对应的技术变化指数正负波动幅度较大，说明中部地区的技术掌握不如东部稳健，需进一步学习巩固；西部地区技术进步指数与中部地区类似，SO₂对应的技术进步指

⁸ “_e”、“_c”和“_w”分别表示东部、中部和西部。

数波动幅度较大，西部整体的技术技术水平远低于东部和中部，需大力引进先进设备，加大先进技术的学习力度。



图 3 各地区 1997-2011 效率改进变化趋势

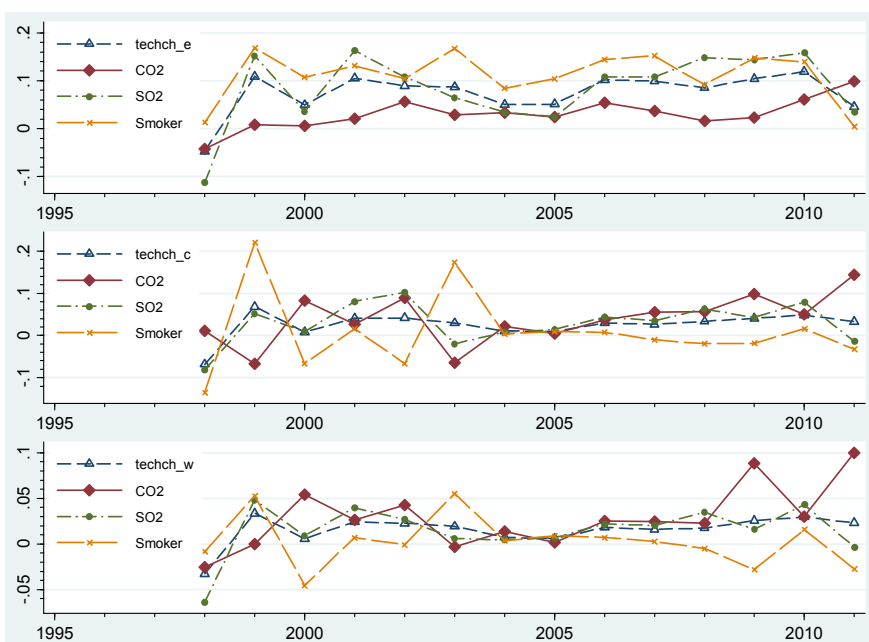


图 4 各地区 1997-2011 年技术进步变化趋势

五、结论

本文结合 BM 方向距离函数、非径向 DEA 模型以及 Luenberger 指数的特点，发展了一种非径向 BML-DEA 模型的新型环境绩效指数构建与分解方法，对中国 30 个省市 1997-2011 年地区工业环境绩效变化趋势进行了分析。研究发现，整体上中国地区工业环境绩效水平以年均 4.1% 的速度增长，其主要增长来源于技术进步而非效率改善。样本研究期内工业环境绩效水平、效率水平与技术进步水平累计增长率⁹分别为 57.4%、1.4%和 56%，正增长的工

⁹ 根据平均增长率与时间跨度计算得出。

业环境绩效表明中国单位 GDP 增加产生的环境压力在下降，工业经济增长的环境压力逐年缓解，但效率增长甚微，粗放型经济增长仍是中国工业经济发展的主导模式，资源低效率使用的局面亟待扭转；从个体的角度来看，各地区的工业环境绩效指数均为正，工业环境绩效增速与经济发展程度密切相关，中国最发达的四个地区北京、上海、江苏、广东的工业环境绩效的年均增长幅度最高。从时间变化趋势来看，除 1998 年的工业环境绩效小于零外，其余年份均大于零，2006 年达到最大值 6.9%，然后呈现稳定增长趋势，到 2011 年又转为负增长，节能减排效率在样本研究期内并未持续稳健增长，从而制约工业环境绩效进一步增长；样本研究期内，三个环境污染物对环境绩效影响按大小排列为 SO₂、CO₂、Smoker，且三种污染物处理对工业环境绩效增长的贡献相对均衡。从区域层次来看，不同地区的工业环境绩效及其分解存在显著差异，东部地区的工业环境绩效增长速度为全国的 1.8 倍，中部的 2.8 倍，西部的 4.8 倍，但效率增长速度略低于中部。基于上述研究结论，笔者认为促进区域工业环境绩效的改善，应促使资源利用效率较低、环境污染严重的地区加大节能减排力度，努力学习和使用新技术，与此同时，促进产业结构调整与产业布局优化，推进自我向工业环境绩效水平高的地区看齐。而各工业环境绩效水平较高的省份也应在进一步巩固现有优势的同时，深挖节能减排潜力，推动自身工业环境绩效水平再上新台阶。政府层面，在未来节能排政策制定上应充分考虑工业环境绩效水平的区域分布差异，在兼顾效率与公平的基础上构建区域减排平衡机制，促进区域能源、经济、环境的平衡协调发展。同时，各级地方政府应加大节能减排的宣传力度，提高企业的“可持续发展”意识，鼓励当地企业因地制宜，努力学习与自身发展模式相适宜的技术，切实提高技术利用效率，以实现自身的高效率、可持续发展。

参考文献

- [1] Olsthoorn, X., Tyteca, D., Wehrmeyer, W., Wagner, M. Environmental indicators for business: a review of the literature and standardization methods[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2001, 9(5), 453–463.
- [2] Ebert, U., Welsch, H. Meaningful environmental indices: a social choice approach[J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2004, 47(2), 270–283.
- [3] Zhou, P., Ang, B.W., Poh, K.L. Comparing aggregating methods for constructing the composite environmental index: an objective measure[J]. *Ecological Economics*, 2006, 59(3), 305–311.
- [4] Kuosmanen, T., Kortelainen, M.. Measuring eco-efficiency of production with Data Envelopment Analysis [J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2005, 9(4), 59–72.
- [5] Hua, Z., Bian, Y., and Liang, L. Eco-efficiency analysis of paper mills along the Huai River: An extended DEA approach[J]. *Omega*, 2007, 35(5), 578–587.
- [6] Barba-Gutiérrez, Y., and Adenso-Díaz, B., and Lozano, S. Eco-efficiency of electric and electronic appliances: A data envelopment analysis (DEA) [J]. *Environ. Model. Assess.*, 2009, 14(4), 439–447.
- [7] Camarero, M., Giménez, J. C., Picazo-Tadeo, A. J., & Tamarit, C.. Is the eco-efficiency in greenhouse gas emissions converging among European Union countries?. [R] No. 1309. 2013.
- [8] 刘一. 环境绩效视角下区域可持续发展的路径选择[J]. *改革*, 2008, (01): 97-102.
- [9] 黄和平, 伍世安等. 基于环境绩效的资源环境绩效动态测算——以江西省为例[J]. *资源科学*, 2010, (05): 924-931.
- [10] 邓波, 张学军, 郭军华. 基于三阶段 DEA 模型的区域环境绩效研究[J]. *中国软科学*, 2011(01): 92-99.
- [11] 高峰, 王金德, 郭政. 中国区域工业环境绩效评价及 DEA 分析[J]. *中国人口. 资源与环境*, 2011, (S1): 318-321.
- [12] 张旭峰. 中国区域环境绩效时空变化研究[J]. *山西财经大学学报*, 2012, (S3): 58.
- [13] Kortelainen, M. Dynamic environmental performance analysis: A Malmquist index approach[J]. *Ecological Economics*, 2008, 64(4), 701–715.
- [14] 杨文举. 中国地区工业的动态环境绩效: 基于 DEA 的经验分析[J]. *数量经济技术经济研究*, 2009, (06): 87-98+114.
- [15] 彭昱. 中国电力产业动态环境绩效评价[J]. *经济社会体制比较*, 2011, (05): 185-191.
- [16] Picazo-Tadeo, A. J., M. Beltrán-Estevé, et al. Assessing eco-efficiency with directional distance functions [J]. *European Journal of Operational Research*, 2012, 220(3): 798-809.
- [17] Picazo-Tadeo, A.J., Castillo, J., Beltrán-Estevé, M.A dynamic approach to measuring ecological-economic performance with directional distance functions: greenhouse gas emissions in the European Union. Working Paper WPAE-1304. Universidad de Valencia. Departamento de Estructura Económica, 2013.
- [18] Cooper, William W., Lawrence M. Seiford, Kaoru Tone. *Data Envelopment Analysis (Second Edition)* [M]. Springer Science and Business Media, LLC, 2007.
- [19] Pastor, J. T. & Lovell, C. K. A global Malmquist productivity index. [J]. *Economics Letters*, 2005, 88, 266 - 271
- [20] Oh, D.-h. A global Malmquist-Luenberger productivity index[J]. *Journal of Productivity Analysis*, 2010, 34, 183-197
- [21] Fukuyama, H., Weber, W.L. A slacks-based inefficiency measure for a two-stage system with bad outputs [J]. *Omega*, 2010, 38(5), 239–410.
- [22] Lee H S, Chu C W, Zhu J. Super-efficiency DEA in the presence of infeasibility[J]. *European Journal of Operational Research*, 2011, 212(1): 141-147.
- [23] Pastor J T, Asmild M, Lovell C A. The biennial Malmquist productivity change index[J]. *Socio-Economic Planning Sciences*, 2011, 45(1): 10-15.
- [24] Chang, T. P., Hu, J. L., Chou, R. Y., & Sun, L. (2012). The sources of bank productivity growth in China during 2002–2009: A disaggregation view. *Journal of Banking & Finance*, 36(7), 1997-2006.
- [25] 李小平, 卢现祥. 国际贸易、污染产业转移和中国工业 CO₂ 排放[J]. *经济研究*, 2010(1): 15-26.
- [26] 李涛. 资源约束下中国碳减排与经济增长的双赢绩效研究——基于非径向 DEA 方法 RAM 模型的测度[J]. *经济学 (季刊)*, 2013, 12(2): 667-692.
- [27] 刘瑞翔, 安同良. 资源环境约束下中国经济增长绩效变化趋势与因素分析——基于一种新型生产率指数构建于分解方法的研究[J]. *经济研究*, 2012(11): 34-47.
- [28] 胡宗义, 刘亦文, 唐李伟. 低碳经济背景下碳排放的库兹涅茨曲线研究[J]. *统计研究*, 2013, 02: 73-79.
- [29] 孟彦菊, 成蓉华, 黑韶敏. 碳排放的结构影响与效应分解[J]. *统计研究*, 2013, 04: 76-83.