



Munich Personal RePEc Archive

## **Regional eco-performance measure and its convergence**

hu, zongyi and tang, liwei and su, jin

School of Finance and Statistics; Hunan University, Hunan  
Changsha 410079, China

June 2013

Online at <https://mpra.ub.uni-muenchen.de/60367/>  
MPRA Paper No. 60367, posted 22 Dec 2014 03:21 UTC

# 区域环境绩效测度及收敛性分析<sup>1</sup>

**摘要:** 结合 GM 方向距离函数、非径向 DEA 模型以及 Luenberger 指数的特点, 发展了一种新的非径向全局 DEA 模型, 并利用该模型测算中国 1995-2011 年 30 个省域的环境绩效及其分解指数, 在此基础上, 进一步利用 PS 收敛模型就各省域环境绩效的地理聚集特征和动态演进趋势进行了分析。研究表明: 中国环境绩效水平整体上以年均 1% 的速度增长, 其中技术进步以年均 1.6% 的速度增长, 而技术效率以年均 0.6% 的速度下降。样本研究期内, 环境绩效、技术效率与技术进步的累计增长率分别为 16.7%、-9.2% 和 25.9%, 区域环境绩效及其分解指数呈东高西低阶梯状分布。中国环境绩效的地理聚集特征表现为 4 个收敛俱乐部和 6 个发散个体。环境绩效较高的省域趋向于向环境绩效较高的省域收敛, 环境绩效较低的省域趋向于向环境绩效较低的省域收敛。

**关键词:** 非径向全局 DEA 模型; 动态环境绩效; Luenberger 生产率; 直接距离函数; 收敛性

中图分类号: F205

文献标识码: A

文章编号:

## Regional eco-performance measure and its convergence

**Abstract:** Combining the characteristics of GM direction distance function, non-radial DEA model and Luenberger productivity indicators, we develop a non-radial global DEA model to measure eco-performance of different regions. Using the data from 1995 to 2011 of 30 provinces, we have calculated the eco-performance and its decomposition index. The results showed that the level of eco-performance at annual growth rate of 1%, where the technical efficiency at annual decrease rate of 0.6%, technological progress at an annual growth rate of 1.6%. in the Samples study period of eco-performance, technical efficiency and technological progress of the cumulative growth rate of 16.7%, -9.2% and 25.9% respectively. Regional eco-performance and its decomposition index showed a ladder-like distribution, in turn decreases from east to west; Convergence test results show that these is existing four convergence clubs of eco-performance and six divergent individuals. Areas with high eco-performance tend to be converged with higher eco-performance Areas; areas with low eco-performance seem tend to converged with lower eco-performance areas.

**Keywords:** non-radial global DEA model; dynamic eco-performance; Luenberger productivity; direct distance function; convergence

## 1 引言

当前, 经济发展和资源环境的矛盾日益凸显, 发展循环经济已经成为我国国民经济和社会发展的主要战略之一。环境绩效作为衡量区域循环经济发展水平的重要指标, 反映了区域经济发展有效应用资源减轻环境压力的效率, 它将宏观尺度上的可持续发展目标有效融入到微观(企业)和中观(区域)的发展规划和管理中, 成为企业及相关政策制定者的重要参考因素。我国各区域之间经济发展水平不平衡, 资源-经济-环境系统的差异性明显, 对不同层次区域环境绩效进行科学测度和评价, 进而明确各区域在环境绩效提升方面存在的不足, 是各区域制定循环经济发展战略的前提和基础, 也是促进我国循环经济发展不可或缺的战略步骤。鉴于此, 本文从区域视角, 构建非径向全局 DEA 模型对我国 30 个省市的环境绩效进行测度, 并就区域环境绩效的收敛性进行分析, 以期对各区域探索循环经济发展途径提供经验参考与决策依据。

## 2 文献综述

早期测算环境绩效的方法主要有生命周期核算法或直接采用 GDP/CO<sub>2</sub> 作为环境绩效的简单替代指标, 前者对数据要求过于苛刻, 且在对环境压力总指标中的分指标权重的选择上难以达成

<sup>1</sup>收稿日期: 2013-06-10

基金项目: 本文获国家自然科学基金重点项目“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。

统一共识 (Olsthoorn et al, 2001<sup>[1]</sup>;Ebert,Welsch, 2004<sup>[2]</sup>;Zhou et al, 2006<sup>[3]</sup>)。后者计算简便, 数据可行性强, 但缺陷在于忽略了生产过程中还会产生其他污染物, 其在应用上逐渐被更为复杂的方法替代。在此基础上, Kuosmannen, Kortelainen(2005)<sup>[4]</sup>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测算, 这种方法测算环境绩效时, 各环境指标权重在个体单元处于最优状态时生成, 可以避免权重选取的主观随意性, 测算结果更加客观, 随后 Kuosmannen, Kortelainen(2005)采用该方法对芬兰三个最大城镇道路运输系统的环境绩效进行了测算, Hua et al(2007)<sup>[5]</sup>; Barba-Gutiérrez et al(2009)<sup>[6]</sup>; Camarero, Castillo, et al. (2013)<sup>[7]</sup>等也采用该方法对环境绩效进行了测算。

相比于国外, 国内学者对环境绩效的研究起步较晚, 测算方法多基于静态 DEA 模型展开, 且由于样本选取、研究对象、时间跨度等条件的不同, 现有研究还没有形成共识性结论。刘一(2008)<sup>[8]</sup>对我国 2006 年 30 个省市的环境绩效进行了评价, 研究发现各区域现阶段形成了四种不同的生态发展模式, 环境绩效从东部到西部递减; 吴小庆等(2009)<sup>[9]</sup>以盆栽水稻试验为例对农业环境绩效进行了测算; 杨斌(2009)<sup>[10]</sup>对中国 2000-2006 年区域环境绩效进行了测度和评价, 研究发现样本研究期内的整体环境绩效变化不大, 但区域间环境绩效差异明显, 粗放型经济增长方式制约了区域环境绩效的改善; 黄和平等(2010)<sup>[11]</sup>对江西省 2000-2008 年资源环境强度与绩效进行了研究。邓波等(2011)<sup>[12]</sup>运用三阶段 DEA 模型对我国 2008 年区域环境绩效进行了测算并对其影响因素进行了实证研究, 研究发现第三产业比重及教育水平能够促进环境绩效的增长, 而环保财政支出并没有对环境绩效起到应有的促进作用; 汪东,朱坦(2011)<sup>[13]</sup>基于我国 2003-2008 年数据对工业环境绩效进行了分析和评价, 研究发现我国区域工业环境绩效总体水平较低, 但工业环境绩效正逐年改善; 高峰等(2011)<sup>[14]</sup>对我国 30 个省份 2007 年的工业环境绩效进行了测算, 研究发现工业环境绩效有效的省份只有北京、天津、上海和广东。

静态条件下的环境绩效评价模型虽然在权重选取方面取得了很大改进, 但其不能对环境绩效在时间上的动态变化进行分析, 因此, Kortelainen(2008)<sup>[15]</sup>在静态环境绩效 DEA 测度模型的基础上基于 Malmquist 生产率指数构造思想提出了动态环境绩效的概念, 作者将环境绩效变化指数分解为效率变化指数与技术变化指数, 并以 20 个国家 1990-2003 年的样本数据进行了实证分析。此外, Picazo-Tadeo,Beltran-Esteve, et al. (2012)<sup>[16]</sup>在直接距离函数基础上提出了静态条件下的环境绩效测算方法; Picazo-Tadeo, Beltran-Esteve,et al. (2013)<sup>[17]</sup>进一步在直接距离函数条件下测算了 OECD 成员国的动态环境绩效。

运用动态 DEA 模型测算我国环境绩效变化的文献还比较少。杨文举(2009)<sup>[18]</sup>首次采用 Kortelainen(2008)提出的动态环境绩效 DEA 模型测算了我国 2003-2007 年 31 个省市的环境绩效, 研究发现我国区域环境技术无效率普遍存在, 虽然环境绩效总体上有所改善, 但省际差异逐渐扩大; 彭昱 (2011)<sup>[19]</sup>采用动态情形下的 DEA 模型测度了我国电力业环境绩效在 2006-2009 年期间的动态变化趋势, 研究发现样本研究期内电力业环境绩效得到了显著改善, 环境效率的改善主要源于相对环境绩效的改善与非希克斯中性的环境技术进步, 地区间环境绩效改善程度的省际差异比较大。

上述学者的研究给本文提供了很好的参考和借鉴, 但动态环境绩效的测算方法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的不同比例冗余缩减, 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, 现有文献对于跨期混合距离函数无可行解问题并未给予足够重视, 当存在无可行解时, 无法对所有被评价单元进行比较, 而当前对于求解环境绩效出现无可行解时的处理方法并不完全合理。基于以上研究的不足, 本文基于直接距离函数拓展了一种新的非径向全局 DEA 模型, 并使用该拓展模型对我国省域环境绩效进行测算, 在此基础上进一步采用现行比较先进的 PS 收敛模型探讨了省域环境绩效的收敛性与动态演进趋势。以期为全面把握我国省域环境绩效现状与发展趋势以及相关能源经济环境政策制定与区域分配提供更加科学的参考。我们的研究思路在于, 基于新的非径向全局 DEA 模型测度各地

区环境绩效以提供一个更为精确的测度结果和更科学的研究结论。

相比于现有研究, 本文的创新之处主要有: (1) 结合 GM 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全局 DEA 模型, 该模型即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的情况, 使所有被评价单元的环境绩效值均能够存在; (2) 利用 1995-2011 中国省际数据, 对省际环境绩效进行了测算, 我们发现, 样本研究期内, 我国省际环境绩效增长主要由技术进步推动; (3) 在国内首次采用 PS 收敛模型研究各省域环境绩效的动态演进与变化特征。

### 3 非径向全局 DEA 模型

#### 3.1 环境绩效指标构造与分解

假设有  $K$  个被评价单元, 时间跨度为  $T$ ,  $t$  时期对应的经济活动产出增加值为  $v^t$ , 同时, 假设经济活动将会产生  $n$  种环境压力, 时刻  $t$  对应的环境压力可以表示为:  $\mathbf{p}^t = (p_1^t, \dots, p_n^t)$ 。这里涉及两个基本概念: 压力产生技术集 (PGTS), 即  $t$  时期增加值与环境压力的所有可能组合; 压力需求集 (或技术, PRS), 即生产增加值  $v$  的所有  $\mathbf{p}$  的可能组合。两个集合同时满足如下假设: (1) 经济活动必然伴随环境压力的产生 (污染物排放); (2) 更低的增加值可以在同一环境压力条件下生产获得; (3) 给定条件下的增加值, 环境压力可以增加; (4) 技术集为凸集。

根据 Kortelainen (2008) 的研究, 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, 表明环境绩效得到了改善。在此定义下,  $t$  时期的环境绩效可以表示为:

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

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

$$\bar{D}^t[v^t, \mathbf{p}^t; \mathbf{g} = (g_v, -\mathbf{g}_p)] = \max\{\beta \mid (\mathbf{p}^t - \beta \mathbf{g}_p) \in PRS^t(v^t + \beta g_v)\} \quad (2)$$

(2) 式中,  $\mathbf{g} = (g_v, -\mathbf{g}_p)$  为方向向量, 结合本文实际, 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。为了刻画环境绩效在时间维度上的动态变化特性, 依据 Luenberger 生产率指标<sup>2</sup>构建环境绩效变化指数及其分解指数 (包括技术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<sup>3</sup>:

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

由于参考技术集选取的任意性, 环境绩效变化指数也可以表示为:

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

为消除任意性的影响, 将式 (3) 和 (4) 取平均值得到:

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

<sup>2</sup> 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。

<sup>3</sup> 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。

时期  $t$  与  $t+1$  间的技术效率变化指数可以表示为:

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

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:

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

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:

$$ecoch^{t,t+1}(v^t, p^t, v^{t+1}, p^{t+1}; g) = effch^{t,t+1} + techch^{t,t+1} \quad (8)$$

### 3.2 直接距离函数与非径向全局 DEA 模型

径向 DEA 模型对应的决策单元  $k'$  在  $t$  期技术水平下的直接距离函数可根据下式求解:

$$\begin{aligned} \bar{D}^t(v^t, p^t) = \max \beta \\ \sum_{k=1}^K \lambda_k v_k^t \geq v_{k'}^t \\ \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{k,1}^t \leq (1-\beta) p_{k',1}^t \\ \text{s.t.} \quad \vdots \\ \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{k,n}^t \leq (1-\beta) p_{k',n}^t \\ \lambda_k \geq 0 \quad k=1, \dots, K \end{aligned} \quad (9)$$

实际上, 基于式 (9) 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, 但由于存在冗余(slack), 即当某一污染物  $p_1$  达到最大缩减比例  $\beta$  时, 另一污染物  $p_2$  并不一定达到最大缩减比例 (如假设为  $\beta_1$  且  $\beta_1 > \beta$ ), 即  $p_2$  还可以进一步缩减。因此“同比例缩减”约束与实际不符, 这会导致环境绩效的测度值出现偏误。为了克服这一不足, 可以基于 Färe, Grosskopf (2010)<sup>[20]</sup>; Chang, et al. (2012)<sup>[21]</sup>非径向 DEA 模型的构建思路, 构建非径向 DEA 模型测算环境绩效, 式 (9) 可以变为:

$$\begin{aligned} \bar{D}^t(v^t, p^t) = \max \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \beta_i \\ \sum_{k=1}^K \lambda_k v_k^t \geq v_{k'}^t \\ \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{k,1}^t \leq (1-\beta_1) p_{k',1}^t \\ \text{s.t.} \quad \vdots \\ \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{k,n}^t \leq (1-\beta_n) p_{k',n}^t \\ \lambda_k \geq 0, \beta_i > 0 \quad k=1, \dots, K \end{aligned} \quad (10)$$

其中  $n$  为环境污染指标个数,  $K$  为被评价单元个数。仔细观察发现, 相比于式 (9), 式 (10) 中目标函数不在求解  $\beta$  的最大值, 而是对  $\beta_i$  求和后的均值求最大值。且两式中约束条件也有区别, 式 (9) 中约束条件中只有  $\beta$ , 这使得各污染物限制于“同比例缩减”, 从而导致模型并不能反映真实的目标值。式 (10) 中赋予不同污染物不同“缩减比例” ( $\beta_i$ ) 特性, 从而破除“同比例缩减”的

束缚，测算出来的结果能够更精确的反映真实目标值，测算方法更科学。除式（10）外，还需计算两个混合期直接距离函数， $\bar{D}^t(v^{t+1}, p^{t+1})$  和  $\bar{D}^{t+1}(v^t, p^t)$ ：

$$\begin{aligned}
 \bar{D}^t(v^{t+1}, p^{t+1}) &= \max \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \beta_i & \bar{D}^{t+1}(v^t, p^t) &= \max \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \beta_i \\
 \sum_{k=1}^K \lambda_k v_k^t &\geq v_k^{t+1} & \sum_{k=1}^K \lambda_k v_k^{t+1} &\geq v_k^t \\
 \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{k,1}^t &\leq (1-\beta_1) p_{k,1}^{t+1} & \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{k,1}^{t+1} &\leq (1-\beta_1) p_{k,1}^t \\
 \text{s.t.} \quad & \vdots & \text{s.t.} \quad & \vdots \\
 \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{k,n}^t &\leq (1-\beta_n) p_{k,n}^{t+1} & \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{k,n}^{t+1} &\leq (1-\beta_n) p_{k,n}^t \\
 \lambda_k &\geq 0, \beta_i > 0 & \lambda_k &\geq 0, \beta_i > 0 \\
 & k=1, \dots, K & & k=1, \dots, K
 \end{aligned} \tag{11}$$

不同于同期距离函数，混合期直接距离函数的求解可能出现无可行解的情形，如果依据 Picazo-Tadeo et al. (2013) 的处理办法，将存在很多无可行解的个体的环境绩效值设置为空白，即将这些个体不参与评价，这显然存在不足。现有处理无可行解问题的方法主要有两种：一种是采用超效率 DEA 进行处理，将被评价单元从约束条件中剔除（Cooper et al.(2007)<sup>[22]</sup>）；另外一种构造全局前沿面解决无可行解问题（Pastor, Lovell (2005)<sup>[23]</sup>），前者基于距离函数求解，而后者基于直接距离函数求解（Oh(2010)<sup>[24]</sup>）。由于基于距离函数求解时，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)<sup>[25]</sup>），因此，本文依 Oh(2010)的思路从直接距离函数的角度引入全局前沿面构造非径向全局 DEA 模型以解决无可行解问题。全局前沿面条件下无需求解混合期直接距离函数，式（11）和（12）简化为一个全局前沿面条件下的直接距离函数：

$$\begin{aligned}
 \bar{D}^G(v^t, p^t) &= \max \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \beta_i \\
 \sum_{t=1}^T \sum_{k=1}^K \lambda_k^t v_k^t &\geq v_k^t \\
 \sum_{t=1}^T \sum_{k=1}^K \lambda_k^t p_{k,1}^t &\leq (1-\beta_1) p_{k,1}^t \\
 \text{s.t.} \quad & \vdots \\
 \sum_{t=1}^T \sum_{k=1}^K \lambda_k^t p_{k,n}^t &\leq (1-\beta_n) p_{k,n}^t \\
 \lambda_k^t &\geq 0, \beta_i > 0 & k=1, \dots, K
 \end{aligned} \tag{13}$$

同理可求得  $\bar{D}^G(v^{t+1}, p^{t+1})$ 。结合式（10）和（13），可以构造基于全局前沿面的 Luenberger 生产率指标，式（7）和（8）可以转化为：

$$techch^{t,t+1}[v^t, p^t, v^{t+1}, p^{t+1}; g] = (\bar{D}^G(v^t, p^t) - \bar{D}^t(v^t, p^t)) - (\bar{D}^G(v^{t+1}, p^{t+1}) - \bar{D}^{t+1}(v^{t+1}, p^{t+1})) \tag{14}$$

$$ecocho^{t,t+1}(v^t, p^t, v^{t+1}, p^{t+1}; g) = \bar{D}^G(v^t, p^t) - \bar{D}^G(v^{t+1}, p^{t+1}) = effch^{t,t+1} + techch^{t,t+1} \tag{15}$$

文中涉及的所有距离函数均通过线性规划求解得到，具体细节可参考 Cooper et al.(2007)。

## 4 环境绩效测算与结果分析

### 4.1 数据来源与描述性统计

考虑数据可得性，本文采用我国 1995-2011 年省际面板数据作为研究样本，参考 Picazo-Tadeo

et al.(2013)的做法,以各地区的国内生产总值(GDP,2000年为基期)作为产出增加值的代理指标(上节中的 $v$ ),空气污染指标(上节中 $p$ )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;参考李小平,卢现祥(2010)<sup>[26]</sup>的研究,采用单位能源 $CO_2$ 排放系数,2.13吨 $CO_2$ /吨标准煤估算我国各省市碳排放量。本文估算了除西藏、港台地区外30个省域1995-2011年的二氧化碳排放量,其中能源数据来源于《中国能源统计年鉴》和《中国统计年鉴》,  $SO_2$ 和Smoker排放量来自于《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	最大值	最小值	标准差
GDP	亿元	5452	39240	173.4	5736
$CO_2$	亿吨	1.654	7.909	0.0659	1.311
$SO_2$	万吨	58.74	176.0	1.689	38.51
Smoker	万吨	52.73	211.6	1.105	38.50

#### 4.2 我国省域环境绩效测算及其分解

表2 30个省市1995-2011年环境绩效均值

地区	ecoch	effch	techch	地区	ecoch	effch	techch
北京	0.053	0.025	0.028	湖北	0.009	-0.007	0.016
天津	0.020	0.003	0.018	湖南	0.009	-0.003	0.012
河北	0.005	-0.005	0.010	广东	0.020	-0.009	0.029
山西	0.003	-0.002	0.006	广西	0.007	-0.002	0.008
内蒙古	0.004	-0.001	0.005	海南	0.012	-0.030	0.043
辽宁	0.009	-0.001	0.010	重庆	0.005	-0.005	0.010
吉林	0.010	-0.002	0.012	四川	0.009	0.000	0.009
黑龙江	0.011	-0.006	0.017	贵州	0.003	-0.001	0.004
上海	0.031	-0.021	0.052	云南	0.003	-0.010	0.014
江苏	0.015	-0.002	0.017	陕西	0.007	0.001	0.005
浙江	0.013	-0.016	0.029	甘肃	0.005	-0.001	0.006
安徽	0.011	-0.002	0.013	青海	0.001	-0.012	0.013
福建	0.010	-0.036	0.046	宁夏	0.000	-0.004	0.004
江西	0.009	-0.002	0.011	新疆	0.002	-0.009	0.011
山东	0.009	-0.004	0.013	全国	0.010	-0.006	0.016
河南	0.007	-0.007	0.014	累计增长	0.167	-0.092	0.259

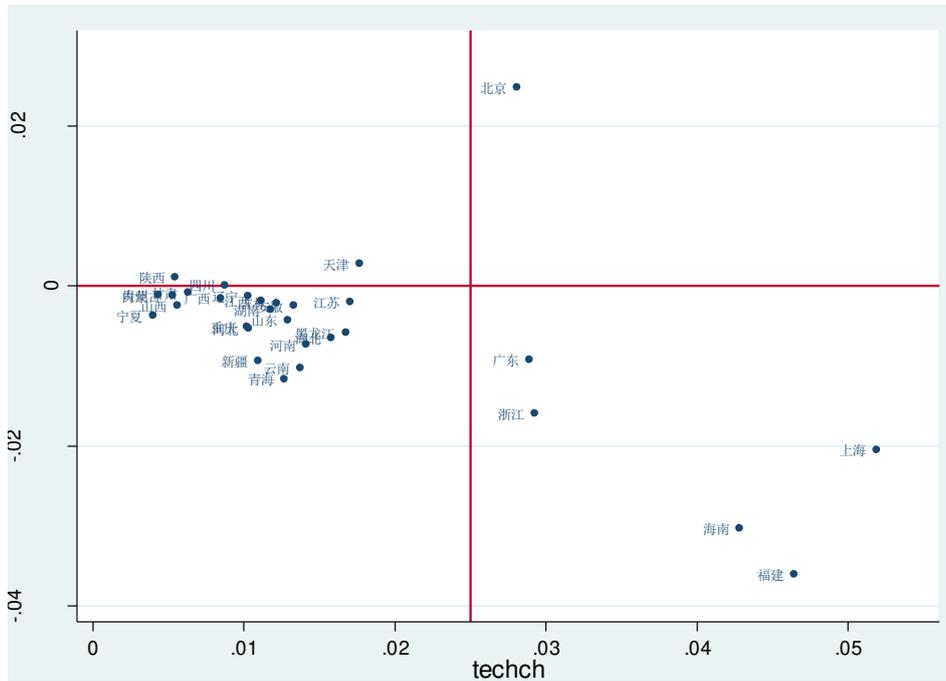


图1 各省市效率与技术进步指数分布图

表2为各省域环境绩效指数变化值及其分解指数变化值，其中 $ecoch$ 结合式(13)和(15)计算得到， $effch$ 结合式(6)和式(9)计算得到， $techch$ 结合式(9)、式(13)和式(14)计算得到。表2显示，整体上我国环境绩效水平以年均1%的速度增长，其中效率水平和技术水平的年均增长速度分别为-0.6%和1.6%。样本研究期内环境绩效变化指数、技术效率变化指数与技术进步变化指数的累计增长率<sup>4</sup>分别为16.7%、-9.2%和25.9%，其中环境绩效增长主要由技术进步推动，资源利用效率不仅没有起到推动作用，反而拉低了环境绩效的增长速度。环境绩效正增长表明我国单位GDP增加产生的环境压力在下降，经济增长的环境压力有所缓解。负的效率增长率表明粗放型经济增长仍是我国经济发展的主导模式，资源低效率使用仍需亟待扭转。正的技术进步表明我国在技术引进和技术创新方面都得到了改善与提高。为了分析各省域的效率变化和技术变化情况，本文以效率变化指数为纵坐标，技术变化指数为横坐标，作散点图1。图1显示效率变化指数大于零的只有北京、陕西和四川，除北京的效率水平年均增长率达2.5%外，陕西和四川的效率增长率分别为0.1%和0.0%，几乎可以认为没有增长，整体的低效率和绝大多数个体的低效率进一步表明我国无论是在整体层面上还是省域层面上的资源利用效率并未得到改善，且环境绩效改进始终依靠技术进步支撑。所有省域中同时满足较大效率增长和较大技术进步增长的只有北京，说明北京市近年来遵循集约型经济增长模式同时兼顾环境保护，在经济发展质量和环境保护方面所做的工作取得了较大进展。而其他省域的表现均存在不足，如上海和福建均有较高的技术增长速度，但他们环境绩效增长的贡献均被资源低效率抵消了一大半，导致总体环境绩效增长不仅如人意。从表1和图1的结果可以看出，各省域应在保持先进设备引进与自主不断创新研发的基础上，提升资源利用效率，尽快从资源粗放型经济发展模式向集约型经济发展模式转变，使得技术进步与效率改进齐头并进，实现经济与生态环境的可持续发展。

以上属于省域环境绩效的静态分析，那么，我国环境绩效在时间维度上的动态变化情况如何呢？为了弄清楚这个问题，本文计算了环境绩效及其分解在时间维度上的平均值，如表3所示。分阶段来看，1995-2002年为我国环境绩效水平增长阶段，2003-2005年出现短暂下降，2005年至今，环境绩效水平出现反弹并一直趋于上升阶段。2003-2005年出现短暂环境绩效下降主要是因为资源利用效率出现较大幅度的下降，而较小的技术进步增长幅度无法弥补效率下降的幅度。

<sup>4</sup> 根据平均增长率与时间跨度计算得出。

这表明我国 2003-2005 年的粗放型增长方式较为明显，节能减排效果不佳。整个样本期间，效率改进交替变动，技术水平到 2003 年以后表现为正的增长，且增长幅度比较明显，说明各省域对于先进技术引进与新技术的研究开发比较重视，抵消了效率下降对环境绩效的负向冲击，使得环境绩效整体呈现正向增长趋势。

表 3 1995-2011 年生态绩效均值

year	ecoch	effch	techch	year	ecoch	effch	techch
1995/1996	0.010	0.111	-0.101	2003/2004	-0.001	-0.011	0.011
1996/1997	0.013	-0.042	0.055	2004/2005	-0.001	-0.048	0.047
1997/1998	0.007	0.003	0.004	2005/2006	0.012	-0.022	0.034
1998/1999	0.014	0.017	-0.003	2006/2007	0.017	-0.008	0.025
1999/2000	0.005	-0.025	0.030	2007/2008	0.023	-0.012	0.035
2000/2001	0.009	-0.007	0.016	2008/2009	0.022	-0.010	0.031
2001/2002	0.006	0.015	-0.009	2009/2010	0.017	0.003	0.014
2002/2003	-0.001	-0.034	0.034	2010/2011	0.016	-0.023	0.039

#### 4.3 区域差异分析

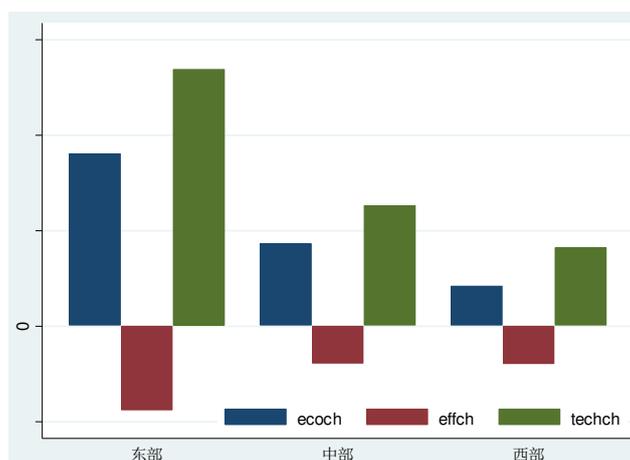


图 2 各地区比较图

为了进一步分析我国各区域环境绩效水平差异，本文对东部、中部和西部<sup>5</sup>的环境绩效指数变化及其分解指数变化进行了比较（图 2）。可以发现，我国环境绩效变化指数及其分解指数区域差异显著，其中环境绩效变化指数和技术进步变化指数的地区阶梯状分布非常明显，从东到西依次减小；效率变化指数在中部和西部基本持平，中西部较东部差距明显。三个指数呈阶梯状分布变化，尤其是环境绩效变化指数和技术进步变化指数的阶梯状变化反映出东中西三大地区整体环境绩效和技术水平与前沿面的差距缩小速度依次减小，这意味着三个地区间的相对差距在拉大，导致这种差距出现的主要原因可能与我国经济社会发展的梯度发展模式有关。我国初始资源禀赋与经济社会发展水平东部最高，中部次之，西部最低，较高的资源禀赋和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的资源利用效率和经济发展质量。中部和西部面临加快经济增长速度实现发展赶超以及减排降污以配合国家减排目标的双重压力，但自身资源禀赋和经济基础等其他条件均相对落后，在两者同时兼顾的情况下难免顾此失彼，使得资源利用效率与技术进步难以实现较大幅度增长。

## 5 区域环境绩效的收敛性研究

<sup>5</sup> 东部省份为：北京、天津、河北、辽宁、上海、江苏、浙江、福建、山东、广东和海南；中部省份为：山西、吉林、黑龙江、安徽、江西、河南、湖北、湖南；西部省份包括：内蒙古、广西、重庆、四川、贵州、云南、陕西、甘肃、青海、宁夏和新疆

为进一步分析各区域环境绩效的地理聚集特征，以及判断各省域环境绩效是呈现收敛（或俱乐部收敛）趋势还是发散趋势，本文对区域环境绩效的收敛性进行了检验。由于我国区域发展和资源禀赋存在显著差异，且上文研究表明区域环境绩效的差异显著，在这种情况下，采用同质性生产技术条件下的传统收敛理论模型研究环境绩效的收敛性显然存在不足。在各省域生产技术异质性条件下研究省域环境绩效的收敛性才能更加准确的刻画地区间的环境绩效差异。而 *PS* 收敛模型能够很好的刻画在异质性条件下变量的收敛性特征，因此，本文采用 *PS* 收敛模型对我国省域环境绩效的收敛性进行分析。*PS* 收敛模型是由 Phillips,Sul (2007)<sup>6</sup>提出，该模型优点在于：（1）基于包括暂时性异质性的非线性时间可变因子模型构建，克服了异质性条件下传统收敛检验模型由于内生性误差的存在而出现的偏误（Phillips,Sul (2007)<sup>[27]</sup>）；（2）该方法并不依赖于任何关于趋势平稳的特殊假设；（3）当全样本数据并不存在收敛时，可以进一步检验是否存在俱乐部收敛，也同时允许发散个体存在。该方法的核心是  $\log t$  检验，核心检验方程为：

$$\log\left(\frac{V_1}{V_t}\right) - 2 \log L(t) = c + b \log t + u_t, \quad (16)$$

$$, t = [rT], [rT] + 1, \dots, T$$

$$\text{其中, } V_t = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (h_{it} - 1)^2 \xrightarrow{t \rightarrow \infty} 0, \quad h_{it} = \frac{\log y_{it}}{N^{-1} \sum_{i=1}^N \log y_{it}} = \frac{\delta_{it} \mu_t}{N^{-1} \sum_{i=1}^N \delta_{it} \mu_t} = \frac{\delta_{it}}{N^{-1} \sum_{i=1}^N \delta_{it}}, \quad \log y_{it} \text{ 为环}$$

境绩效的对数形式， $\mu_t$  为共同因子， $\delta_{it}$  为异质性成分， $r \in (0,1)$ <sup>7</sup>， $L(t) = \log t$ 。可运用单边异方差和序列相关稳健的  $t$  检验检验  $b$  是否显著。如果  $t$  检验统计量表明  $b$  非负，则说明收敛性存在，反之，如果  $t_b < -1.65$ （5%显著性水平的临界值），则不存在全样本收敛。如果在给定显著性水平条件下拒绝了收敛性假设，可进一步检验是否存在俱乐部收敛和发散地区（Phillips,Sul, 2007）。

参考 Kruger (2003)<sup>[28]</sup>对于基期生产率的估算方法，即  $t$  时期的生产率指数可以表示为基期距离函数与随后期的生产率变化指数连乘得到，但本文的环境绩效指数及其分解依据直接距离函数计算得到，距离函数越小表示距离前沿面越近，直接距离函数值为零时表示位于前沿面，由式 (12) 知  $\bar{D}^G(v^t, p^t) \leq 1$ ，因此，采用  $1 - \bar{D}^G(v^{1995}, p^{1995})$  作为基期环境绩效估计值。 $t$  时期的环境绩效水平可以表示为：

$$Eco^t = 1 - \bar{D}^G(v^{1995}, p^{1995}) + \sum_{t=1995}^{t-1} ecoch^{t,t+1} \quad (17)$$

依据式 (17) 计算出来的结果再根据式 (16) 进行环境绩效收敛性检验表明，全样本的收敛检验  $t$  值为  $-22.68 < t_{critical} = -1.65$ ，说明 30 个省市的环境绩效整体不存在收敛。应进一步检验是否存在俱乐部收敛，根据俱乐部收敛的检验步骤，发现省域环境绩效共存在 4 个收敛俱乐部和 6 个发散个体，如图 3 所示。其中 club1-club4 即为收敛俱乐部，北京、上海、广东、甘肃、内蒙古和宁夏分别为 6 个发散个体。

<sup>6</sup> 若无特殊说明，本文以后的用 *PS* 表示 Phillips,Sul，由于该收敛模型由 Phillips,Sul (2007) 提出，因此本文将该模型记为 *PS* 收敛模型。

<sup>7</sup> *PS* (2007) 通过蒙特卡罗模拟实验建议在  $T < 50$  情况下， $r=0.3$  是一个比较合理的选择。

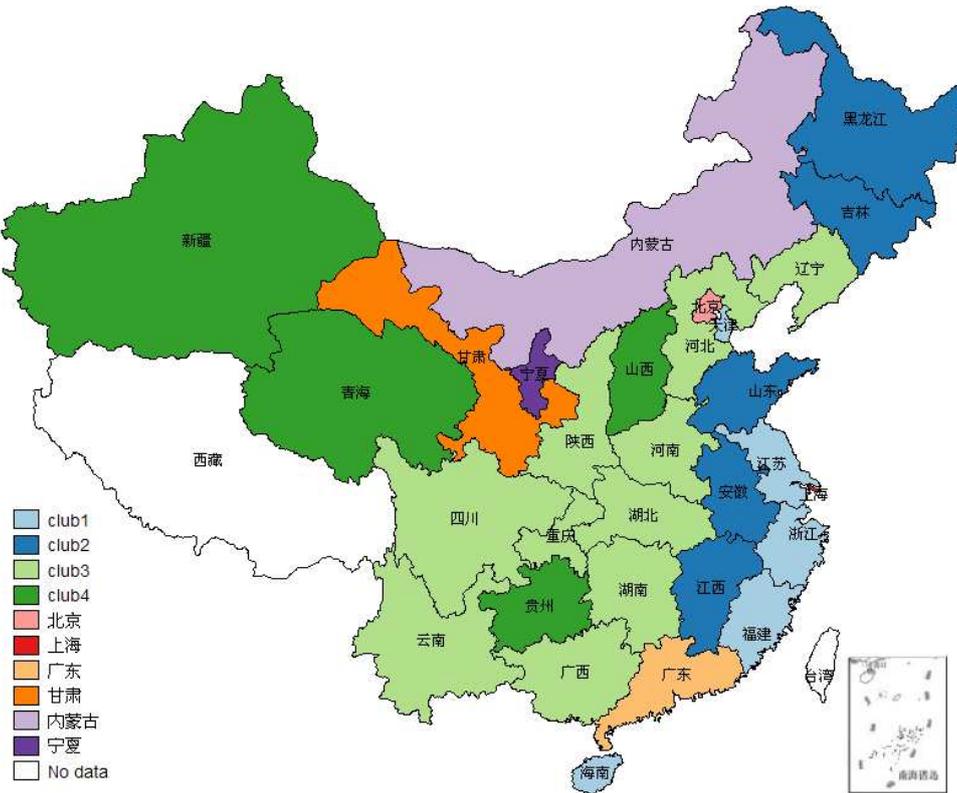


图3 俱乐部成员分布图

图3显示，俱乐部1中的省份包含天津、江苏、浙江、福建和海南，这5个省域在样本研究期内的环境绩效水平位居全国前十，均为东部沿海地区，共同的发展优势是先进技术的获取较内陆地区快捷，技术进步带动环境绩效提高的可能性较大，样本研究期内技术进步变化指数均值为0.031，约为全国平均水平的1.5倍，是其他非东部省份技术进步变化指数的3倍，这5个省份属于典型的高环境绩效收敛地区。俱乐部2中的省份包含黑龙江、吉林、山东、安徽和江西，除山东省外其余均为中部省份，这反映出部分中部省份存在相近的发展历程；俱乐部3中的省份包含辽宁、河北、河南、陕西、湖北、重庆、四川、云南、湖南和广西，横跨了东中西部三个地区10个省份，俱乐部3的环境绩效收敛表明这些省份的环境绩效趋于聚集，也反映出我国经济发展水平的部分趋同；俱乐部4中的省份包含山西、新疆、青海和贵州，这4个省份在样本研究期内环境绩效改善程度较低，年均增长水平居全国省份末位，属于高污染排放区。众所周知，山西省煤炭资源丰富，为我国产煤大省，其经济增长严重依赖于煤炭资源消耗，煤炭资源的过度使用导致二氧化碳、二氧化硫和固体颗粒物排放量巨大，加上资源利用效率相对滞后，环境绩效增长受限。贵州、新疆和青海同属西部省份，经济增长为其首要发展目标，发展过程中并未注重资源利用效率的提高，从而使得污染物排放水平相对过高，导致环境绩效水平低下。相比于其他省份，北京、上海、广东、甘肃、内蒙古和宁夏自成一个变化维度，这六个省份不能与其他四个收敛俱乐部合成一个俱乐部，具有典型的发散性质。北京、上海、广东是我国最发达的省市，同时各自的特征可能决定了这三个省份的环境绩效水平具有不同的发展变化特点，如北京为我国的首都，上海为经济中心，而广东为我国经济总量最大的省份，同时都是沿海地区，地理位置优越，信息获取便捷，这三个省份的环境绩效水平也居于全国前列，占据前四个席位中的三个。甘肃、内蒙古和宁夏三个省份表现为各自不相容的变化轨迹主要原因是受到技术水平增长缓慢的制约，三个省份的年均技术增长率仅为全国均值增长率的1/4，因此，这些省份都应将资源利用效率和技术水平的提高作为重点关注的问题，以缩小与其他环境绩效高的省份之间的差距，促进俱乐部收敛。

## 6 结论与建议

本文基于非径向 DEA 模型和全局 DEA 模型的思想,拓展了一种新的非径向全局 DEA 环境绩效测算模型。与现有测算环境绩效的 DEA 模型相比,该模型的优点在于破除了以往模型的“同比例缩减”束缚,允许存在不同比例缩减,同时该模型能够解决无可行解问题,使得所有被评价单元均能够参与评价,这是现有环境绩效测算模型均未考虑过的问题。基于该模型,本文采用中国 1995-2011 年的省际面板数据并利用 *Luenberger* 生产率指标测算我国环境绩效及其成分,在此基础上对中国省域环境绩效的地理聚集特征和动态演进趋势进行了分析。研究结果表明,中国环境绩效水平整体上以年均 1% 的速度增长,其中技术效率以年均 0.6% 的速度下降,技术进步以年均 1.6% 的速度增长,三个指数样本研究期内的累计增长率分别为 16.7%、-9.2% 和 25.9%;我国区域环境绩效水平主要由技术进步带动,技术效率不仅没有起到促进作用反而削弱了环境绩效的增长速度;东部、中部和西部的环境绩效及其分解指数呈现出显著的阶梯状分布,从东到西依次减小;我国区域环境绩效水平共存在 4 个收敛俱乐部和 6 个发散个体。环境绩效较高的地区趋于向与其他环境绩效较高的地区收敛,且多为沿海地区;环境绩效较低的地区趋于向与其他环境绩效较低的地区收敛,且多属于资源利用效率较低的省市。相比于其他省市,北京、上海、广东、甘肃、内蒙古和宁夏自成一個变化维度,其环境绩效水平呈现各自不同的变化趋势。基于以上结论,本研究认为促进我国环境绩效的整体改善与地区差距的缩小,必须在科学把握我国区域环境绩效水平及其演变趋势的基础上,兼顾效率与公平,构建节能减排区域分配与产业发展区域平衡机制,促进区域能源、经济、环境的平衡协调发展。从增量的角度来看,重点督助资源利用效率低、环境污染严重的省域,如山西、新疆、青海和贵州等,加大节能减排力度,学习和使用新技术,加快调整产业结构,优化产业布局,推进自我向环境绩效水平高的地区看齐。适当监控各环境绩效水平较高的省份如天津、江苏、浙江、福建和海南等,在进一步巩固现有优势的同时,深挖节能减排潜力,推动自身环境绩效水平再上新台阶。从均衡的角度来看,重点控制环境绩效水平低的集聚俱乐部,适当控制环境绩效水平低的发散俱乐部。此外,政府应加大节能减排与生态发展理念的宣传与执行力度,提高企业与产业的“可持续发展”意识,鼓励行业企业因地制宜,切实提高技术利用效率,以实现自身的高效可持续发展。

## 参考文献

- [1] Olsthoorn, X., Tyteca, D., Wehmer, 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.生态效率视角下区域可持续发展的路径选择[J].*改革*, 2008(1): 97-102. [Liu Yi. Route Selection for Regional Sustainable Development from Perspective of Ecological Efficiency] *J Reform*, 2008(1): 97-102]
- [9] 吴小庆,徐阳春,陆根法. 基于超效率 DEA 模型的农业环境绩效评价——以盆栽水稻试验为例[J].*生态经济*, 2009(3): 30-33
- [10] 杨斌. 2000—2006 年中国区域环境绩效研究——基于 DEA 方法的实证分析[J].*经济地理*, 2009(7): 1197-1202.
- [11] 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(5): 924-931.
- [12] 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(1): 92-99.
- [13] 汪东, 朱坦. 基于数据包络分析理论的中国区域工业环境绩效研究[J].*生态经济*, 2011(4): 24-28.
- [14] 高峰, 王金德, 郭政. 我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.
- [15] Kortelainen, M. Dynamic environmental performance analysis: A Malmquist index approach[J]. *Ecological Economics*, 2008, 64(4), 701-715.
- [16] Picazo-Tadeo, A. J., M. Beltrán-Esteve, 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-Esteve, M.A. A dynamic approach to measuring ecological-economic performance with directional distance functions: greenhouse gas emissions in the European Union. Working Paper WP AE-1304. Universidad de Valencia. Departamento de Estructura Económica, 2013.
- [18] 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(6): 87-98+114.
- [19] 彭昱. 我国电力产业动态环境绩效评价[J]. *经济社会体制比较*, 2011(5): 185-191
- [20] Färe, R., Grosskopf, S. Directional distance functions and slacks-based measures of efficiency [J]. *European Journal of Operational Research*,

- 2010,200(1), 320–322.
- [21] 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.
- [22] Cooper, William W., Lawrence M. Seiford, Kaoru Tone. *Data Envelopment Analysis(Second Edition)*[M].Springer Science and Business Media,LLC,2007.
- [23] Pastor, J. T. & Lovell, C. K.A global Malmquist productivity index. [J].*Economics Letters* , 2005, 88, 266 - 271
- [24] Oh, D.-h.A global Malmquist-Luenberger productivity index[J].*Journal of Productivity Analysis* , 2010, 34, 183-197
- [25] 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.
- [26] 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.
- [27] Phillips PCB, Sul D.Transition modeling and econometric convergence tests. [J]*Econometrica* , 2007, 75(6):1771-1855.
- [28] Krüger J J. The global trends of total factor productivity: evidence from the nonparametric Malmquist index approach[J]. *Oxford Economic Papers*, 2003, 55(2): 265-286.