

引用格式:郑慧,贾珊,赵昕. 新型城镇化背景下中国区域生态效率分析[J]. 资源科学, 2017, 39(7): 1314-1325. [Zheng H, Jia S, Zhao X. An analysis of regional eco-efficiency in China under the background of new-type urbanization[J]. *Resources Science*, 2017, 39(7): 1314-1325.] DOI: 10.18402/resci.2017.07.09

# 新型城镇化背景下中国区域生态效率分析

郑 慧<sup>1,2</sup>, 贾 珊<sup>1</sup>, 赵 昕<sup>1</sup>

(1. 中国海洋大学, 青岛 266100; 2. 国家海洋信息中心, 天津 300171)

**摘 要:**新型城镇化要体现绿色、低碳、节能等特点, 生态文明成为区域新型城镇化建设推进的必然选择。本文基于2006-2015年中国30个省区的面板数据, 首先采用考虑非期望产出的超效率DEA模型计算了中国省际区域生态效率, 进一步利用Malmquist-Luenberger指数对生态效率进行分解, 探寻其变化的内在驱动因素, 最后建立城镇化背景下外部环境因素对区域生态效率影响的面板Tobit模型, 得出城镇化对区域生态效率的实质影响。结果表明: ①中国省际区域生态效率整体呈现先上升后下降的趋势, 并且存在由东部向中西部递减的格局; ②技术进步是提升区域生态效率的关键因素, 规模效率是抑制生态效率提升的主要因素, 且规模效率对三大地区的影响具有区域特征; ③城镇化率对东部生态效率存在先负向后正向的作用, 而对中部和西部还未体现促进作用。产业结构、技术进步、能源结构和环境政策等因素也从不同方向、程度上对区域生态效率产生影响。据此, 从优化产能结构、推进节能减排措施等方面提出了提高中国省际区域生态效率的对策建议。

**关键词:**区域生态效率; 城镇化; US-DEA模型; ML指数; 面板Tobit模型

DOI: 10.18402/resci.2017.07.09

## 1 引言

根据世界城镇化发展规律, 当一个国家城镇化率在50%~70%之间时, 城市会集中爆发人口膨胀、交通拥堵、资源短缺、环境恶化等各种问题<sup>[1]</sup>。如何以最小的生态损耗获得最优的经济效益, 促进新型城镇化与生态文明建设协调发展, 是中国各地区建设生态文明、环境友好、资源节约的新型城镇化城市必须要面临的问题。那么, 随着中国城镇化建设的快速推进, 各地区生态效率的基本状况是什么? 城镇化发展对生态效率又有着怎样的影响? 本文拟就这些问题进行深入研究。

1990年, Schaltegger等首次提出生态效率这一概念, 将其定义为一种表示可持续发展能力的实际方法, 即增加的价值与增加的环境影响的比值<sup>[2]</sup>。世界可持续发展工商委员会(WBCSD)首次将生态效率作为商业概念加以阐述, 即“企业能够生产更多的产品或者提供更多服务, 同时减少对生态环境

的破坏, 并且降低自然资源的消耗量的能力”<sup>[3]</sup>。1998年, 经济合作与发展组织(OECD)将生态效率概念扩大到除企业以外的其他组织, 如行业、区域和政府<sup>[4]</sup>。在此基础上, 本文认为区域生态效率指区域经济发展过程中以较少的资源消耗产生尽可能多的经济效益和尽可能少的环境污染物, 实现经济效益和资源环境效益的统一。

测度生态效率的方法有单一比率法<sup>[5]</sup>, 物质流分析法(MFA)<sup>[6]</sup>和主成分分析法<sup>[7]</sup>等。但目前, 测度生态效率的主流方法是数据包络分析(DEA)。为了获得更为精确的结果, 很多学者对DEA模型进行了有效拓展。①在生态效率评价指标体系中加入以环境污染物为代表的非期望产出。目前很多研究都沿用WBCSD制定的投入产出指标体系, 将环境污染“负产出”作为投入指标, 这种处理方法显然与实际不符<sup>[8]</sup>。更好的方法是区别处理DEA模型中的期望产出和非期望产出。为了解决这一

收稿日期: 2016-10-31; 修订日期: 2017-04-17

基金项目: 国家自然科学基金青年项目(71503238); 国家自然科学基金面上项目(71373247)。

作者简介: 郑慧, 女, 山东潍坊人, 副教授, 博士后, 研究方向为风险管理。E-mail: qdzhouc@163.com

2017年7月

问题, Tone 结合方向性距离函数(DDF)和基于松弛变量的效率评价方法(SBM)构造了一种考虑非期望产出的U-SBM实证模型<sup>[9]</sup>,该方法通过定义一个方向向量将非期望产出视为一种特殊产出从而得到更为科学的效率值。②对有效决策单元进行进一步评价和排序。当前研究在计算效率时多采用传统DEA模型,而这类模型得出的结果范围在0和1之间,这样就很难再对有效决策单元(效率值为1)进行进一步比较分析。为解决这一问题, Andersen 等构建了超效率DEA模型,即S-DEA模型<sup>[10]</sup>,利用该模型研究资源环境问题的案例非常多<sup>[11-13]</sup>。

国内学者在生态效率研究方面也取得了一定成果。研究方法上,学者采用不同的方法测度生态效率值,例如CCR-DEA模型<sup>[14]</sup>,超效率DEA模型<sup>[15]</sup>,三阶段DEA模型<sup>[16]</sup>和SBM模型<sup>[17]</sup>,在此基础上,多采用面板Tobit模型进一步分析影响生态效率的环境因素<sup>[18]</sup>。考虑到中国各地区的空间关联性,近几年出现了采用空间自相关分析的动态演化研究<sup>[19,20]</sup>。与此同时,随着中国城镇化的高速发展,有必要研究城镇化对生态效率的影响。罗能生等在测度中国区域生态效率的基础上,运用IPAT模型研究了城镇化和区域生态效率的关系,发现城镇化水平与区域生态效率存在倒U型关系,提出产业结构调整和技术进步促进了生态效率的提高<sup>[21]</sup>。蔡宁等结合中国绿色经济增长效率和各地区城镇化进程,构建了新型城镇化的发展模式<sup>[22]</sup>。

综上文献分析,可以发现:(1)在非期望产出方面,现有研究多采用工业污染指标,没有考虑到城镇化还可通过居民生活对生态环境造成污染。(2)生态效率变化的内在驱动因素研究多采用传统的Malmquist指数。该指数不能处理含有非期望产出的投入产出指标体系,忽视了环境污染对全要素生产率的影响。而基于Malmquist指数改进的Malmquist-Luenberger指数可以克服这一缺陷。基于上述问题,本文利用2006-2015年中国省际面板数据,首先采用包含居民生活污染非期望产出的超效率DEA模型计算中国省际生态效率值,在此基础上,为进一步探究生态效率变化的内在驱动因素,使用Malmquist-Luenberger指数从技术进步、纯技术效率和规模效率三个角度,对全要素生产率进行分

解;最后构建城镇化背景下区域生态效率影响因素的面板Tobit模型,探究中国东、中、西部城镇化进程等环境因素对生态效率的影响程度,以期减少生态损耗提供政策参考。

## 2 研究方法和数据说明

### 2.1 研究方法

#### 2.1.1 考虑非期望产出的超效率DEA模型(简称US-DEA模型)

假设有  $n$  个决策单元,每个决策单元利用  $m$  个投入要素生产  $p$  个期望产出和  $t$  个非期望产出。令  $X_k = (x_{1k}, x_{2k}, \dots, x_{mk})$  表示第  $k$  个决策单元的  $m$  个投入要素;  $Y_k = (y_{1k}, y_{2k}, \dots, y_{pk})$  表示它的  $p$  个期望产出;  $E_k = (e_{1k}, e_{2k}, \dots, e_{tk})$  表示它的  $t$  个非期望产出;则  $(X_k, Y_k, E_k)$  为第  $k$  个省区的投入产出数据。令  $\sigma$  为区域生态效率值,则衡量第  $k$  个省区生态效率值的考虑非期望产出的超效率DEA模型如下:

$$\sigma = \min \frac{1 - \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m \omega_j \alpha g_{mk}^x / x_{mk}}{1 + O_p \frac{1}{p} \sum_{p=1}^p \omega_p \beta g_{pk}^y / y_{pk} + O_t \frac{1}{t} \sum_{t=1}^t \omega_t \gamma g_{tk}^e / e_{tk}} \quad (1)$$

$$s.t. \begin{cases} \sum_{j=1, j \neq k}^n \lambda_j X_j + \alpha g_{mk}^x + S^+ \leq \sigma X_k \\ \sum_{j=1, j \neq k}^n \lambda_j Y_j - \beta g_{pk}^y - S^g \leq Y_k \\ \sum_{j=1, j \neq k}^n \lambda_j E_j + \gamma g_{tk}^e + S^b = \sigma E_k \\ \lambda_j \geq 0, j = 1, 2, \dots, n; S^- \geq 0, S^g \geq 0, S^b \geq 0 \end{cases}$$

式中  $\omega_m, \omega_p, \omega_t$  分别为投入要素、期望产出和非期望产出的指标权重;  $x_{mk}, y_{pk}, e_{tk}$  分别为第  $k$  个省的第  $m$  个投入要素、第  $p$  个期望产出和第  $t$  个非期望产出;  $g_{mk}^x, g_{pk}^y, g_{tk}^e$  分别为第  $k$  个省的第  $m$  个投入的方向向量、第  $p$  个期望产出的方向向量和第  $t$  个非期望产出的方向向量,  $\alpha, \beta, \gamma$  分别为上述方向向量的权重;  $S^+, S^g, S^b$ , 依次是投入要素、期望产出和非期望产出的松弛向量;  $O_p, O_t$ , 分别是全部期望产出和全部非期望产出的总体权重,有  $\sum_{p=1}^p \omega_p = p, \sum_{t=1}^t \omega_t = t, \sum_{m=1}^m \omega_m = m, O_p + O_t = 1; \lambda_j$  为约束

条件。

### 2.1.2 Malmquist-Luenberger 指数

Malmquist-Luenberger 指数 (简称 ML 指数) 可测度  $t$  期到  $t+1$  期的全要素生产率的变化 ( $TFP^{t,t+1}$ )。该指数将  $TFP^{t,t+1}$  分解为技术进步 ( $TC$ )、纯技术效率 ( $PTEC$ ) 和规模效率 ( $SEC$ ) 三部分, 即可得到驱动因素对生态效率变化的影响机制。具体推导过程如下:

$$\begin{aligned} TFP^{t,t+1}(X^{t+1}, Y^{t+1}, E^{t+1}; X^t, Y^t, E^t) \\ = \left[ \frac{1 + D^{t+1}(X^t, Y^t, E^t; Y^t, -E^t)}{1 + D^t(X^t, Y^t, E^t; Y^t, -E^t)} \right. \\ \times \left. \frac{1 + D^{t+1}(X^{t+1}, Y^{t+1}, E^{t+1}; Y^t, -E^t)}{1 + D^t(X^{t+1}, Y^{t+1}, E^{t+1}; Y^{t+1}, -E^{t+1})} \right]^{\frac{1}{2}} \\ \times \frac{1 + D^t(X^t, Y^t, E^t; Y^t, -E^t)}{1 + D^{t+1}(X^{t+1}, Y^{t+1}, E^{t+1}; Y^{t+1}, -E^{t+1})} \\ = TC \times EC \end{aligned} \quad (2)$$

式中  $X^t, X^{t+1}$  分别表示决策单元第  $t$  期和第  $t+1$  期的投入;  $Y^t, Y^{t+1}$  分别表示第  $t$  期和第  $t+1$  期的期望产出;  $E^t, E^{t+1}$  分别表示第  $t$  期和第  $t+1$  期的非期望产出;  $D^t, D^{t+1}$  分别表示以第  $t$  期和第  $t+1$  期的技术水平为参照标准。放宽规模报酬不变 ( $CRS$ ) 假设, 分析规模报酬可变 ( $VRS$ ) 情形下  $TFP^{t,t+1}$  的变动情况, 进一步将  $EC$  分解为纯技术效率变化指数 ( $PTEC$ ) 和规模效率变化指数 ( $SEC$ ):

$$\begin{aligned} TFP^{t,t+1}(X^{t+1}, Y^{t+1}, E^{t+1}; X^t, Y^t, E^t) \\ = \frac{D^{t+1}(X^{t+1}, Y^{t+1}, -E^{t+1} | VRS)}{D^{t+1}(X^t, Y^t, -E^t | VRS)} \times \\ \left( \frac{D^{t+1}(X^{t+1}, Y^{t+1}, -E^{t+1} | CRS)}{D^{t+1}(X^{t+1}, Y^{t+1}, -E^{t+1} | VRS)} \times \frac{D^t(X^t, Y^t, -E^t | VRS)}{D^t(X^t, Y^t, -E^t | CRS)} \right) \\ \times \left( \frac{D^t(X^{t+1}, Y^{t+1}, -E^{t+1})}{D^t(X^t, Y^t, -E^t)} \times \frac{D^{t+1}(X^{t+1}, Y^{t+1}, -E^{t+1})}{D^{t+1}(X^t, Y^t, -E^t)} \right)^{\frac{1}{2}} \\ = PTEC \times SEC \times TC \end{aligned} \quad (3)$$

若  $TFP^{t,t+1} > 1 (< 1)$ , 则生产率呈现增长 (下降) 趋势。若  $TC$  大于 (小于) 1, 表示前沿面向外扩张 (向内缩小), 技术进步 (退步)。若  $PTEC$  大于 (小于) 1, 表示决策单元生产管理水平提高 (降低), 生产效率提高 (降低)。若  $SEC$  大于 (小于) 1, 表示决策单元

规模效率上升 (下降), 更接近 (远离) 最优规模。

### 2.1.3 面板 Tobit 回归

美国经济学家 Grossman 和 Krueger 提出了著名的环境库兹涅茨曲线 (EKC), 认为环境质量与经济发展之间存在倒 U 型关系<sup>[23]</sup>, 即随着经济的发展, 环境污染将逐渐加剧, 当经济发展突破某一个拐点时, 环境质量将得到改善。

在城镇化发展的初期和中期, 快速工业化占据主导地位。一方面, 重化工业化特征明显, 居民对城市基础设施建设、房地产、汽车以及其他工业品的需求急剧增加, 带动钢铁、水泥、建材、机械和电力等关联行业的快速发展, 导致工业废水、废气、固废等污染的大量排放, 以及水资源、土地资源和能源的大量低效消耗。同时, 各地区片面追求经济高速增长而忽视生态环境质量, 造成  $CO_2$ 、氮氧化物等工业型污染的大量积累。另一方面, 城镇化还会带来“生活效应”, 产业发展吸引农村剩余劳动力进入城市, 城市人口规模变大产生大量生活污水、生活垃圾和汽车尾气等生活型污染, 此外, 机动车数量和城市供暖面积的增加还会增加能源消耗导致  $CO_2$  的大量排放。随着城镇化的快速推进, 在资源低效利用、工业型污染和生活型污染双重积累的背景下, 各地区生态环境质量不断恶化, 导致区域生态效率大幅下降。

而随着城镇化程度的加深, 产业结构升级和技术水平提高促进环境质量改善的作用逐渐显现。首先, 城镇化会带动产业结构优化从而促进环境质量改善。随着城镇化水平的提高, 第一产业的比重不断下降, 第二产业和第三产业的比重上升。在城镇化发展的成熟阶段, 城市发展将以低污染、低能耗、高价值的第三产业为主, 资源消耗和工业型污染将会大幅减少。其次, 城镇化促进资本、技术、人力资源等生产要素在空间上重新分配, 有利于产业聚集和人力资源聚集, 知识扩散和技术溢出效应明显, 促进了清洁生产技术和污染处理技术等先进技术的提高, 不仅可减少工业生产和居民生活对生态环境的污染, 还能提高能源等资源的利用效率, 促进区域生态效率提高。在以上两种改善环境质量机制的影响下, 城镇化成熟期将处于区域生态效率提高的阶段。综上所述, 城镇化水平与区域生



2017年7月

态效率水平之间也应当存在倒U型关系。

根据上文分析,建立以下城镇化背景下中国区域生态效率影响因素分析的实证模型:

$$\ln EF_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 \ln Urb_{it} + \alpha_2 \ln Urb_{it}^2 + \beta_1 \ln Tech_{it} + \beta_2 \ln Ind_{it} + \delta_1 \ln En_{it} + \delta_2 \ln Po_{it} + \gamma_i + u_t + \varepsilon_{it} \quad (4)$$

式中  $i$  为不同省区;  $t$  为不同年份;  $\gamma_i$ 、 $u_t$  分别为省区和年份效应;  $\varepsilon_{it}$  为随机扰动项;  $\alpha_0$ 、 $\alpha_1$ 、 $\alpha_2$ 、 $\beta_1$ 、 $\beta_2$ 、 $\delta_1$ 、 $\delta_2$  都是待估计参数;  $EF_{it}$  为第  $i$  个省第  $t$  年的生态效率值;  $Urb_{it}$  为第  $i$  个省第  $t$  年的城镇化率;  $Urb_{it}^2$  为其二次方; 城镇化影响生态效率水平的传导变量重点考察产业结构 ( $Ind_{it}$ ) 和技术水平 ( $Tech_{it}$ ); 控制变量选择能源结构 ( $En_{it}$ ) 和环境政策 ( $Po_{it}$ ) 两个指标。为降低数据异方差和波动的影响,对被解释变量和解释变量进行了对数处理。

## 2.2 指标设定及数据说明

### 2.2.1 指标设定

(1) 设定投入和产出指标。在 DEA 实证分析中,通常以成本作为投入指标,以收益作为产出指标。选择城镇生产活动必须的资本、劳动力、能源、土地和水资源为投入指标,以地区 GDP 总量为期望产出指标。根据上文分析,城镇化会造成工业污染和生活污染以及  $CO_2$  的大量排放,选择工业污染物、生活污染物排放量以及  $CO_2$  排放量作为非期望产出指标。以上指标的处理如下:

在投入指标方面,借鉴张军等的“永续盘存”方法估算城镇资本投入量<sup>[24]</sup>;借鉴匡远凤等的方法计算城镇劳动力投入数量<sup>[25]</sup>;采用各地区煤炭、焦炭、石油等能源的消费量转化为同一单位后加总作为能源消耗指标;选择城市建成区面积和城市供水总量分别作为土地和水资源的投入指标。在产出指标方面,以往研究通常使用地区 GDP 总量作为期望产出,未考虑中国各省区之间购买力的差异,本文根据国际货币基金组织公布的中国购买力平价作为货币转换系数,将各省的 GDP 转换为以美元为单位的购买力 GDP 作为期望产出指标,以此解决不同地区的可比性问题。以 2006 年的购买力 GDP 为基期,剔除价格因素的影响。非期望产出选择工业废水排放量、工业废气排放量和工业固体废物排放量代表工业污染,选择城镇生活污水排放量、机动车

污染物排放总量和城镇生活垃圾清运量代表生活污染。因为无法从现有统计资料获得各地区  $CO_2$  排放量的数据,本文选择中国碳排放账户和数据集数据库 (CEADs) 公布的基于表观消费量法计算的中国省际  $CO_2$  排放量数据作为各省的  $CO_2$  排放量指标。

(2) 环境影响因素。①解释变量:城镇化率 ( $Urb_{it}$ ),选择人口城镇化指标,即各省城镇人口占总人口的比重表示。②传导变量:根据前文分析,选择产业结构 ( $Ind_{it}$ ) 和技术水平 ( $Tech_{it}$ ) 作为传导变量,考察城镇化对区域生态效率的影响机制。选择第三产业增加值占地区生产总值的比重表示产业结构,同时,采用规模以上工业企业 R&D 经费占工业增加值的比重表示技术水平。③控制变量:首先是能源结构 ( $En_{it}$ ),随着城镇化和工业化的快速发展,中国能源消耗也在不断增长,而且煤炭在中国能源消耗结构中占绝对比重。同时,中国工业发展的“高耗能、高排放”也对环境污染造成很大压力。选择煤炭消费量占能源总消费量的比重表示能源结构;其次是地区环境政策 ( $Po_{it}$ ),随着社会对环境质量关注增多,以及环境在政府考核中的比重加大,政府对环境污染治理的投入将加大,将有助于降低环境污染程度。选择各地区治理工业污染投资总额考察环境政策对区域生态效率的影响程度。

### 2.2.2 数据说明

煤炭、焦炭、石油等能源消耗量来自于 2006-2015 年度《中国能源统计年鉴》<sup>[26]</sup>,工业废水排放量、工业废气排放量、工业固体废物排放量和城镇生活污水排放量、机动车污染物排放总量和城镇生活垃圾清运量来自于《中国环境统计年鉴》<sup>[27]</sup>,城市建成区面积和城市供水总量数据来自于《中国城市统计年鉴》<sup>[28]</sup>,其余数据来源于《中国统计年鉴》<sup>[29]</sup>。香港、澳门、台湾和西藏四地区缺少数据,不包括在研究范围内。

## 3 实证结果与分析

### 3.1 区域生态效率分析

逐年计算中国各省 2006-2015 年的区域生态效率值,表 1 给出各省 10 年间平均区域生态效率值。图 1a,图 1b,图 1c 分别是 2006 年,2010 年和 2015 年

的中国省际生态效率值空间分布图,图2是中国区域生态效率年均值的变动趋势。

总体上,中国区域生态效率呈现出两个显著特征。第一,2006-2015年中国区域生态效率整体呈现先上升后下降的趋势。2006-2008年中国区域生态效率值持续上升,得益于这期间经济增速的快速上升(各年GDP增长率分别为12.7%、14.2%、9.6%)和相对较低的资源消耗与环境污染,该阶段的上升现象与Yang等<sup>[30]</sup>和Huang等<sup>[31]</sup>的研究结果一致,表明中国区域生态效率分布与经济发展状况具有一定的同步性。前期经济高位增长带来了生态环境负担加重,加之中国产业结构与能源结构并未发生实质性改进,资源消耗与环境污染问题的压力愈发凸显,2009-2015年中国区域生态效率年均值总体呈现下降趋势。长期以来,中国的高速经济增长和城镇发展是以环境为代价的,使得中国城镇化进程不仅有规模大、速度快的特征,还遭遇了世界上城镇化中期的所有问题:空气质量恶化、水资源供应短缺、能源利用效率低下、垃圾围城等。这些问题的直接后果之一就是対自然环境造成了不可估量的破坏,污染物积累大大超出环境容量,导致中国区域生态效率不断下降。第二,中国东、中、西部区域生态效率年均值存在较大差异。图1清晰地显示出区域生态效率的两极分化现象。生态效率较高的地区主要位于东部沿海地区,而生态效率值较低的地区主要在中部和西部地区,该现象与Yu等<sup>[32]</sup>和Chu等<sup>[33]</sup>研究结果一致。

图2给出了中国东、中、西部地区2006-2015年

生态效率的变动情况。东部和中部地区的生态效率变动趋势与全国整体变动趋势基本相同——2009年生态效率相较于2008年大幅下降,这可能是由于2006年以来东部和中部地区经济增长和城镇化推进主要依赖于要素积累特别是大量资本的快速拉动,资本大量聚集于房地产和汽车等行业,导致石油、建材、钢铁等重工业快速发展,资本的快速深化导致了一定程度的产能过剩和国民经济“重型化”倾向。此外,中部地区整体生态效率不高的另一个重要原因是承接东部地区“三高”产业的转移,这些部门大多采用高能耗、高污染的粗放式生产方式,严重制约了中部各省经济和城镇化的健康发展。与此同时,西部地区生态效率均呈现缓慢增长的趋势,这说明西部各省的生态效率处于不断提升的过程中。由于西部一直是淘汰落后产能和生态补偿的重点区域,其更加注重在保护中发展,生态效率的改善空间更为明显。

从区域层面来看,东部地区各省排名常年靠前,说明其生态效率稳定性较强。北京和天津的经济发展水平虽高,但其区域生态效率值排名却并未进入前五名,这是因为城镇化发展增加了污染排放源。除了工业发展和居民生活造成的污染以外,城镇化率的提高还绕不开交通拥堵问题,交通拥堵不仅出现在城镇化水平较高的北京等一线城市,二、三线城市也已出现,这与机动车数量的大量增加不无关系,而机动车排放的尾气已成为重要的空气污染源,从北京的单双号限行和“APEC蓝”就可见其对环境质量的影响。此外,京津冀地区作为中国三

表1 2006-2015年中国省际区域生态效率均值

Table 1 Mean value of provincial eco-efficiency in China from 2006 to 2015

地区	均值	排名	地区	均值	排名	地区	均值	排名
上海	1.876	1	湖北	0.872	11	陕西	0.625	21
浙江	1.859	2	四川	0.859	12	河北	0.598	22
广东	1.652	3	辽宁	0.785	13	广西	0.573	23
江苏	1.643	4	湖南	0.734	14	山西	0.545	24
福建	1.527	5	河南	0.696	15	云南	0.529	25
北京	1.466	6	黑龙江	0.671	16	贵州	0.496	26
天津	1.369	7	江西	0.669	17	新疆	0.478	27
山东	1.303	8	重庆	0.657	18	内蒙古	0.465	28
海南	1.115	9	安徽	0.642	19	宁夏	0.451	29
青海	1.038	10	吉林	0.631	20	甘肃	0.437	30

2017年7月



图1 中国省级生态效率值空间分布

Figure 1 Spatial distribution pattern of provincial eco-efficiency in China

大城市城市群聚集区,其过亿的人口远远超过了地区承载力,城市用水、能源等资源大量短缺。如何

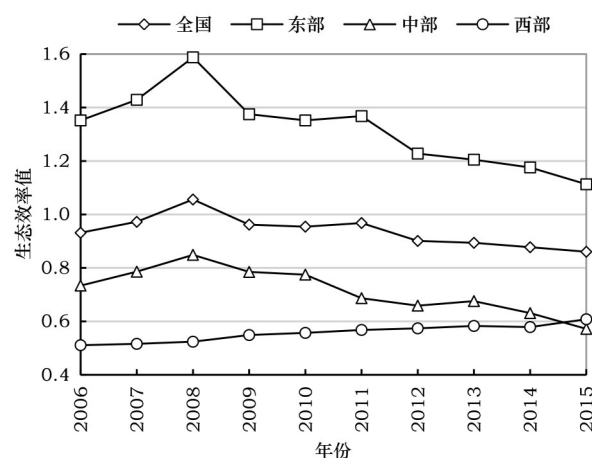


图2 2006-2015中国区域生态效率变动趋势

Figure 2 Trends of regional eco-efficiency in China from 2006 to 2015

利用其雄厚的经济发展实力,提升区域生态效率是北京、天津亟待解决的问题。江浙沪地区的生态效率值名列前茅,这是因为城镇化发展也能起到减少环境污染、提高资源利用效率的作用。随着经济发展,江浙沪地区的产业结构优化、产业聚集和技术进步对区域生态效率提升作用逐渐显现,因此,这些地区的生态效率值都远高于全国平均水平。现阶段中部地区相对于东部地区而言,区域生态效率相对较低。特别的,山西省经济发展长期依赖煤炭产业,资源利用效率较低,环境污染比较严重,成为中部地区生态效率值排名最低的省份。但应该注意到,改革开放以来,山西省通过晋电外输京津冀地区以及外调百亿吨煤炭支持全国经济社会发展,但代价却留在了当地,地下水位下降、空气质量恶化、采煤区沉陷等问题接踵而至,生态环境遭受极大破坏,导致其生态效率排名常年落后,内蒙古亦是如此。西部地区生产力发展最为落后,科技实力相对薄弱,为获取同等经济效益,将消耗多倍的资源能耗,因此其生态效率整体偏低。值得注意的是,青海省的生态效率均值大于1,这表明虽然其资源投入阶段相对无效,但污染排放量相对较少,即经济效率无效、环境效率有效,最终出现生态效率值反而较高的结果。

### 3.2 ML 指数分析

利用 ML 指数及其分解方法,从技术进步(TC)、纯技术效率(PTEC)和规模效率(SEC)三方面进一步研究生态效率增长的驱动因素,得到中国



30个省份的分区域(表2)和分年份(表3)的TFP指数及其分解。

总体来看,2006-2015年中国生态效率的TFP指数是0.999,意味着生态效率在研究期间内呈现下降趋势。从全国TFP指数分解可以看到,技术进步的增长为2.8%,纯技术效率和规模效率出现了负

增长(-0.04%和-2.4%),结果表明,技术进步是促进生态效率提高的关键因素,规模效率是限制中国生态效率整体提升的主要因素。从区域TFP指数分解来看,东部地区的TFP指数是0.986,说明东部地区生态效率整体呈现下降趋势,主要是由于规模效率下降明显;中部地区的TFP指数是0.966,恶化程度在三大区域中最为明显,这是由于纯技术效率衰退显著;而西部地区的TFP指数为1.033,且大部分省份的TFP都大于1,说明其生态效率整体呈现上升趋势,技术进步和纯技术效率是其效率值提升的动力。

从生态效率增长的驱动因素分析,首先是技术进步,三大地区的技术进步指数都大于1,说明技术进步对东、中、西部的生态效率均存在提升作用。但东部地区的技术进步指数大于中部和西部地区,说明技术进步对现阶段东部地区生态效率的提升作用更大。从纯技术效率来看,东部地区和西部地区的纯技术效率均大于1,说明研究期间内东部和西部地区的管理水平提高的快,资源配置情况比较好。而中部地区的资源配置效率比较低,这可能是由于中部发展仍以粗放型经济为主,资本、能源等投入要素配置不够合理,导致管理水平不高。最后,规模效率在中国三大地区具有显著的区域特征,东部地区的规模效率下降的最为严重,处于规模不经济阶段,这说明东部地区已经出现了资本、人力和能源等投入要素的过度聚集,因而东部省份应注重提高资源利用效率以及提高生产技术而不

表2 2006-2015年中国省际TFP指数及其分解

Table 2 Mean value of provincial TFP index and decomposition in China from 2006 to 2015

地区	技术进步 (TC)	纯技术效率 (PTEC)	规模效率 (SEC)	TFP
北京	1.025	1.000	0.972	0.996
天津	1.061	1.000	0.942	0.999
河北	1.051	0.964	0.983	0.996
辽宁	1.015	1.022	0.867	0.899
上海	1.057	1.017	1.000	1.075
江苏	1.033	1.091	0.887	1.000
浙江	1.068	1.000	0.938	1.002
福建	1.004	0.992	0.915	0.911
山东	1.025	1.007	0.921	0.951
广东	1.023	1.032	1.000	1.058
海南	1.075	0.996	0.895	0.958
东部地区	1.040	1.011	0.938	0.986
山西	1.005	0.773	1.096	0.851
吉林	1.010	0.981	1.000	0.991
黑龙江	1.023	0.954	1.021	0.996
安徽	1.030	0.848	1.079	0.942
江西	1.011	0.977	1.007	0.995
河南	1.006	0.948	0.986	0.940
湖北	1.036	0.928	1.008	0.969
湖南	1.025	1.000	1.000	1.025
中部地区	1.018	0.926	1.025	0.966
广西	1.017	1.095	0.985	1.097
重庆	1.026	1.024	1.000	1.051
四川	1.023	1.025	0.984	1.032
贵州	1.008	1.074	0.896	0.970
云南	1.015	1.000	1.001	1.016
陕西	1.022	1.092	0.874	0.975
甘肃	1.005	1.023	1.007	1.035
青海	1.031	0.995	0.989	1.015
宁夏	1.097	1.004	0.982	1.082
新疆	1.012	1.035	1.028	1.077
内蒙古	1.015	1.000	1.000	1.015
西部地区	1.025	1.033	0.977	1.033
全国	1.028	0.996	0.976	0.999

表3 2006-2015年各年度中国TFP指数及其分解

Table 3 Annual TFP index and its decomposition in China from 2006 to 2015

年度	技术进步 (TC)	纯技术效率 (PTEC)	规模效率 (SEC)	全要素增长率 (TFP)
2006-2007	1.023	1.015	1.021	1.060
2007-2008	1.027	0.987	0.943	0.956
2008-2009	1.036	1.001	0.992	1.029
2009-2010	1.024	0.991	0.946	0.960
2010-2011	1.019	1.000	0.953	0.971
2011-2012	1.032	0.991	0.989	1.011
2012-2013	1.027	0.996	0.985	1.008
2013-2014	1.029	0.994	0.960	0.982
2014-2015	1.031	0.989	0.995	1.015
平均值	1.028	0.996	0.976	0.999

2017年7月

是通过增加投入和扩大规模;中部地区处于正的规模经济阶段,表明中部省份的要素投入起到了提升生产效率的作用;西部地区的规模效率也是负的增长,说明高级要素(高级人才、先进技术)聚集的不足同样不利于提升规模效率。

从每年的计算结果来看,2006-2015年 TPF 值一半的年份小于1,说明中国区域生态效率整体发展趋势不稳定,而 TPF 年均值小于1,表明生态效率呈现下降趋势。同时,从 TFP 指数分解来看,技术进步在所有年度均大于1,说明技术进步指标具有稳定性,进一步说明了技术进步对生态效率具有显著提升作用。进一步分析可知,纯技术效率在大多数年份小于1,而规模效率更是连续9年小于1,严重阻碍了区域生态效率的提高。

### 3.3 城镇化背景下中国省际区域生态效率影响因素分析

由于中国东、中、西部三大地区在地理区位、要素禀赋、政策导向等发展条件上存在较大差异,城镇化进程对各地区生态效率的影响可能不同,本文分别建立中国东、中、西部面板 Tobit 回归模型,探讨城镇化过程中生态效率产生差异的原因。结果见表4。

(1)东、中西部地区城镇化率和城镇化率二次项的回归结果显示,东部地区生态效率值随着城镇化水平呈现先下降后上升的趋势,东部地区某些发达省份已经达到这一转折点,区域生态效率随着城镇化水平的提高而上升,这印证了经济发展能够促进环境改善的观点。而对于中部和西部地区,城镇化率二次项未通过显著性检验,说明现阶段中部和

西部城镇化发展对区域生态效率的提升作用还未显现,仍处于生态效率值不断下降的阶段,这是因为中部和西部地区尚处于城镇化的中级阶段,该阶段城镇化建设的一个突出特征就是以过度牺牲生态环境为代价来实现城镇化率的快速提高,此时城市工业化的粗放式发展与城镇人口的极速扩张导致环境污染和资源消耗程度加剧,区域生态效率不断下降。

(2)从提高区域生态效率的传导变量来看,首先,不同地区的产业结构对区域生态效率的影响差异比较大。从统计结果来看,产业结构对东部地区生态效率的影响为正值,对中部地区无显著影响,对西部地区有显著负向作用。这是因为东部地区产业结构最优,尤其是第三产业在国民经济所占比例较高。随着城市发展,城镇化对低污染、低能耗、高产值的知识密集型和技术密集型产业发展的促进作用日益明显,高污染、高能耗产业逐渐被迫转型或淘汰,环境污染水平随之降低。而中、西部地区经济发展仍以第二产业为主,且“三高”企业相对较多,资源消耗大,环境污染严重,阻碍了区域生态效率的提高。其次,技术水平对东部和中部生态效率有显著的正向影响。其中,技术水平对东部地区的提升作用最为明显。这说明加大研发强度有利于东部地区高新技术特别是环保技术的研发和推广,能显著促进区域生态效率提高。同时,随着社会对环保问题的关注越来越多,以及政府考核中环境权重的加大,企业排污成本增大,这些会促使企业将前期积累的大量资本投入到环保设备的升级改造和清洁生产技术的创新,将有助于控制污染排

表4 面板 Tobit 模型回归结果

Table 4 Results of panel data regression

被解释变量	东部	中部	西部
城镇化率	-2.158***(-2.30)	-1.851***(-2.17)	-0.794***(-4.18)
城镇化率二次项	0.461** (2.53)	0.275 (2.26)	0.125 (0.67)
产业结构	0.635** (3.23)	0.323 (1.98)	-0.487** (-3.39)
技术水平	2.115** (6.15)	2.076** (5.98)	1.998 (2.13)
能源结构	-0.278***(-3.45)	-0.290***(-3.82)	-0.832***(-4.71)
环境政策	-0.233 (-5.20)	-0.417***(-0.43)	-0.045** (-2.46)
Adjusted R <sup>2</sup>	0.608	0.576	0.437
F值	18.564	27.569	13.273

注:\*\*\*、\*\*分别表示在1%,5%的统计水平上显著,括号里是z值。



放水平。但是技术进步对西部地区无显著影响,可能是由于西部技术水平相对落后,影响了技术对生态效率的提升作用。

(3)从其他影响区域生态效率的控制变量来看,首先,能源结构对东、中、西部生态效率的影响显著为负,其对西部地区的抑制作用最为突出,这是由于西部地区的“高耗能”经济发展模式所致。2000-2015年期间西部地区煤炭消费量从30 958万t标准煤增长到153 417万t标准煤,增长了4.96倍,高耗能直接造成了西部地区生态效率的下降。因此,改善能源结构、提高能源利用效率是中国尤其是西部地区提高区域生态效率的重要途径。其次,环境政策对东部存在不显著正向影响,对中部和西部存在显著负向影响,这说明现有的污染治理投入没有很好地起到减少污染积累的效果。一方面,环境污染治理的难度在不断增大,且现有的环境污染治理的投入水平相对较低,环境政策难以发挥其减排治污的作用。另一方面,当某地区的环境问题受到社会舆论和上级政府的关注时,当地政府会增加环境污染治理投资,从这个角度理解的话,治理污染的投资越多,说明当地需要治理的污染越严重,因此区域生态效率短期内随着当地治理工业污染投资总额的增加而降低。

## 4 结论和讨论

本文使用考虑非期望产出的超效率DEA模型和ML指数方法研究了2006-2015年的中国省际区域生态效率及其分解,然后建立城镇化背景下区域生态效率面板Tobit模型,分析了中国省际区域生态效率的内在驱动因素和外在环境影响因素。所得结论有:

(1)2006-2016年中国省际区域生态效率呈现先上升后下降的趋势:2006-2008年中国区域生态效率均值持续上升,2009-2015年中国区域生态效率年均值呈现下降趋势。同时,中国区域生态效率差异明显:东部经济发达地区生态效率最高,中部次之,西部地区最低。

(2)TFP指数分解表明,技术进步对中国区域生态效率的提升作用最显著,规模效率对区域生态效率的抑制作用最为明显,且其对三大地区的影响具有区域特征:东部和西部处于规模不经济阶段,中

部处于规模经济阶段。

(3)面板Tobit回归结果表明,东部地区城镇化水平与区域生态效率存在倒U型关系,即城镇化率先对生态效率存在抑制作用经过某转折点以后起到促进作用,然而现阶段中部和西部地区的生态效率与城镇化水平还未体现这种促进作用;产业结构对区域生态效率的影响具有地区差异性,对于东部地区有促进作用、对于中部地区无显著影响、对西部地区的影响为负;技术水平对东部和中部地区的生态效率提升有重要作用,对西部无显著影响;能源结构对三大地区生态效率均存在负向作用;而环境政策率对东部地区无显著作用,对中部和西部有负向影响。

基于以上结论,本文提出如下建议:

(1)利用技术进步提高东部地区生态效率水平。东部地区经济基础发达、科技实力雄厚,但经济效率高、环境效率低的潜在风险不容忽视。建议应引导有条件的企业设立高水平的研发中心,促进企业与大学、科研机构的知识、技术和人才的交流,使企业可以更容易地获得并应用先进技术,重视提高研发能力,更重视可持续生产能力的提高。

(2)依托城镇化推动产业结构优化升级和产业集群,走集约型城镇化道路。为了避免盲目引进高污染、高能耗企业,导致资源浪费、环境恶化现象的发生。中部和西部地区应当转变经济发展模式,放弃消耗自然资源、污染生态环境、追求数量扩张的经济增长方式,转为走节能减排降耗、合理利用资源的绿色经济发展道路,促进人口、经济、资源和环境的可持续发展。可以借助碳税与节能企业税收优惠等政策,引导企业制定清洁生产标准,从原来的“先污染,后治理”逐步转变为清洁生产。推动钢铁、水泥、造纸等企业的兼并重组,并结合当地的资源禀赋和区位优势,积极发展文化、旅游等服务性产业,从根本上改善区域生态效率。

(3)提高资源利用效率 and 环境污染治理水平,建设“低碳、生态、绿色”的新型城镇化城市。西部地区具有能源禀赋优势,但其能源结构不甚合理且能源利用效率较低。因此,西部地区首先应当优化能源结构,结合当地地理和自然资源优势,开发风电、太阳能和核电等新能源,并逐步提高新能源消

2017年7月

费占能源消费总量的比重。其次,要加强环境治理力度,减少能源消耗和污染排放。最后,可通过能源项目与东部地区开展合作,引进先进技术和管理经验,提高地区技术水平。此外,引导和鼓励社会资金进入环境保护和治理投资领域,推动环保领域清洁生产的技术创新,促进区域生态效率的进一步提升。

## 参考文献(References):

- [1] 李浩. 城镇化率首次超过50%的国际现象观察——兼论中国城镇化发展现状及思考[J]. 城市规划学刊, 2013, 01: 43-50. [Li H. International phenomenon observation of urbanization rate exceeding 50% threshold: Implications for China[J]. *Urban Planning Forum*, 2013, 01: 43-50.]
- [2] S. Schaltegger, A. Sturm. Ecological rationality[J]. *Die Unternehmung*, 1990, (4), 273-290.
- [3] WBCSD. Eco-efficiency leadership for improved economic and environmental performance[M]. Geneva: WBCSD, 1996.
- [4] Kuosmanen T. Measurement and analysis of eco-efficiency: an Economist's perspective[J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2005, 9 (4): 15-18.
- [5] 黄和平, 伍世安, 智颖飙, 等. 基于生态效率的资源环境绩效动态评估——以江西省为例[J]. 资源科学, 2010, 05: 924-931. [Huang H P, Wu S A, Zhi Y B, et al. Dynamic evaluations of resources and environmental performance based on eco-efficiency: a case study of Jiangxi province[J]. *Resources Science*, 2010, 05: 924-931.]
- [6] 吴小庆, 王远, 刘宁, 等. 基于物质流分析的江苏省区域生态效率评价[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 10: 890-895. [Wu X Q, Wang Y, Liu N, et al. Regional eco-efficiency evaluation of Jiangsu province based on MFA[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2009, 10: 890-895.]
- [7] 刘宁, 吴小庆, 王志凤, 等. 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, 06: 831-838. [Liu N, Wu X Q, Wang Z F, et al. Using Main-Component to analyze the eco-efficiency of eco-industry symbiosis system [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2008, 06: 831-838.]
- [8] Dyckhoff H, Allen K. Measuring ecological efficiency with data envelopment analysis[J]. *European Journal of Operational Research*, 2001, 132, 312-325.
- [9] Tone K. Dealing with undesirable outputs in DEA: a Slacks-Based Measure (SBM) approach[R]. GRIPS Research Report, 2003, 44-45.
- [10] Andersen P, Petersen N C. A procedure for ranking efficient units in Data Envelopment Analysis[J]. *Management Science*, 1993, 39(10): 1261-1264.]
- [11] 王恩旭, 武春友. 基于超效率DEA模型的中国省际生态效率时空差异研究[J]. 管理学报, 2011, 03: 443-450. [Wang E X, Wu C Y. Spatial-temporal differences of provincial eco-efficiency in China based on super efficiency DEA model[J]. *Chinese Journal of Management*, 2011, 03: 443-450.]
- [12] 马海良, 黄德春, 姚惠泽. 中国三大经济区域全要素能源效率研究——基于超效率DEA模型和Malmquist指数[J]. 中国人口. 资源与环境, 2011, 11: 38-43. [Ma H L, Huang D C, Yao H Z. Total-factor energy efficiency analysis of three major economic regions in China: based on super-DEA and Malmquist [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2011, 11: 38-43.]
- [13] 刘亦文, 胡宗义. 中国碳排放效率区域差异性研究——基于三阶段DEA模型和超效率DEA模型的分析[J]. 山西财经大学学报, 2015, 02: 23-34. [Liu Y W, Hu Z Y. Research on regional difference about carbon emission efficiency in China--based on three stage DEA model and super efficiency DEA model[J]. *Journal of Shanxi University of Finance and Economics*, 2015, 02: 23-34.]
- [14] 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, 07: 1197-1202. [Yang B. Research on regional eco-efficiency of China from 2000 to 2006—an empirical analysis based on DEA[J]. *Economic Geography*, 2009, 07: 1197-1202.]
- [15] 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, 04: 169-175. [Fu L N, Chen X H, Leng Z H. Urban agglomerations eco-efficiency analysis based on super-efficiency DEA model: a case study of Chang-Zhu-Tan “3 + 5” urban agglomeration[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2013, 04: 169-175.]
- [16] 邓波, 张学军, 郭军华. 基于三阶段DEA模型的区域生态效率研究[J]. 中国软科学, 2011, 01: 92-99. [Deng B, Zhang X J, Guo J H. research on ecological efficiency based on three-stage DEA model[J]. *China Soft Science*, 2011, 01: 92-99.]
- [17] 张子龙, 王开泳, 陈兴鹏. 中国生态效率演变与环境规制的关系——基于SBM模型和省际面板数据估计[J]. 经济经纬, 2015, 03: 126-131. [Zhang Z L, Wang K Y, Chen X P. Relationship between China ecological efficiency and environmental regulation-based on SBM model and provincial panel data[J]. *Economic Survey*, 2015, 03: 126-131.]
- [18] 张雪梅. 西部地区生态效率测度及动态分析——基于2000—2010年省际数据[J]. 经济理论与经济管理, 2013, 02: 78-85. [Zhang X M. The evaluation and dynamic analysis on eco-

- efficiency-based on panel data of western China's provinces during 2000-2010[J]. *Economic Theory and Business Management*, 2013, 02: 78-85.]
- [19] 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, 01: 47-54. [Cheng J H, Song Q, Guo M J, et al. Research on regional disparity and dynamic evolution of eco- efficiency in China[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2014, 01: 47-54.]
- [20] 胡彪, 付业腾. 中国生态效率测度与空间差异实证—基于SBM模型与空间自相关性的分析[J]. 干旱区资源与环境, 2016, 06: 6-12. [Hu B, Fu Y T. The measure and the spatial disparity analysis of eco- efficiency in China[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2016, 06: 6-12.]
- [21] 罗能生, 李佳佳, 罗富政. 中国城镇化进程与区域生态效率关系的实证研究[J]. 中国人口. 资源与环境, 2013, 11: 53-60. [Luo N S, Li J J, Luo Z F. Empirical analysis on the relationship between the China urbanization and regional eco-efficiency[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2013, 11: 53-60.]
- [22] 蔡宁, 丛雅静, 吴婧文. 中国绿色发展与新型城镇化——基于SBM-DDF模型的双维度研究[J]. 北京师范大学学报(社会科学版), 2014, 05: 130-139. [Cai N, Cong Y J, Wu J W. Green development and new urbanization of China: a dual-dimensional analysis based on SBM- DDF model[J]. *Journal of Beijing Normal University(Social Sciences)*, 2014, 05: 130-139.]
- [23] Grossman G M, Krueger A B. 1991. Environmental impacts of a North American Free Trade Agreement[R]. NBER Working Paper No.3914. Cambridge MA: NBER, 1-38
- [24] 张军, 吴桂英, 张吉鹏. 中国省际物质资本存量估算: 1952-2000[J]. 经济研究, 2004, 10: 35-44. [Zhang J, Wu G Y, Zhang J P. The estimation of China's provincial capital stock: 1952-2000 [J]. *Economic Research Journal*, 2004, 10: 35-44.]
- [25] 匡远凤, 彭代彦. 中国环境生产效率与环境全要素生产率分析[J]. 经济研究, 2012, 07: 62-74. [Kuang Y F, Peng D Y. Analysis of environmental production efficiency and environmental total factor productivity in China[J]. *Economic Research Journal*, 2012, 07: 62-74.]
- [26] 国家统计局能源统计司. 中国能源统计年鉴 2006-2015[M]. 北京: 中国统计出版社, 2006-2015. [Energy Statistics Division of National Bureau of Statistics. China Energy Statistical Yearbook 2006-2015 [M]. Beijing: China Statistics Press, 2006-2015.]
- [27] 国家统计局; 环境保护部. 中国环境统计年鉴 2006-2015[M]. 北京: 中国统计出版社, 2006-2015. [National Bureau of Statistics; Ministry of Environmental Protection. China Statistical Yearbook on Environment 2006- 2015[M]. Beijing: China Statistics Press, 2006-2015.]
- [28] 国家统计局城市社会经济调查司. 中国城市统计年鉴 2006-2015[M]. 北京: 中国统计出版社, 2006-2015. [National Bureau of Statistics, Department of Urban Socioeconomic Survey. China City Statistical Yearbook 2006-2015[M]. Beijing: China Statistics Press, 2006-2015.]
- [29] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2006-2015[M]. 北京: 中国统计出版社, 2006-2015. [National Bureau of Statistics of the People's Republic of China. China Statistical Yearbook 2006-2015[M]. Beijing: China Statistics Press, 2006-2015.]
- [30] Yang L, Zhang X. Assessing regional eco- efficiency from the perspective of resource, environmental and economic performance in China: a bootstrapping approach in global data envelopment analysis[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 07: 1-12.
- [31] Huang J H, Yang X G, Cheng G, et al. A comprehensive eco- efficiency model and dynamics of regional eco- efficiency in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2014, 12: 228-238.
- [32] Yu Y, Chen D, Zhu B. Eco- efficiency trends in China, 1978-2010: decoupling environmental pressure from economic growth [J]. *Ecological Indicator*, 2013, 24: 177-184.
- [33] Chu J F, Zhu Q Y, An Q X, et al. Analysis of China's regional eco- efficiency: a DEA two- stage network approach with equitable efficiency decomposition[J]. *Computational Economics*, 2016, 02: 1-23.



## An analysis of regional eco – efficiency in China under the background of new–type urbanization

ZHENG Hui<sup>1,2</sup>, JIA Shan<sup>1</sup>, ZHAO Xin<sup>1</sup>

(1. Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. National Marine Information Center, Tianjin 300171, China)

**Abstract:** New-type urbanization should reflect features of green, low-carbon and energy saving, therefore ecological civilization has become a necessary select to construct regional new-type urbanization. This paper has firstly utilized super-efficiency DEA model considering undesirable outputs to calculate the regional eco-efficiency of 30 provinces in China excepting Hong Kong, Macao, Taiwan and Tibet, using statistics collected from year 2006 to 2015. And further use the Malmquist-Luenberger index to decompose the eco-efficiency and explore the internal driving factors of its change. Finally, the panel Tobit model of regional ecological efficiency under the background of urbanization is established to study the substantial impact on the regional eco-efficiency. The results show that: ① the average level of China's eco-efficiency has an increase then a reduction which shows a decreasing tendency from eastern area to central and western areas; ② the technological progress is a key factor in enhancing regional eco-efficiency, while the scale efficiency is the main factor to suppress the improvement of eco-efficiency, meanwhile, the effect of scale efficiency on the three regions has regional characteristics: the eastern and western parts are in a scale of non-economic stage and the central part in the stage of economies of scale; ③ the urbanization rate has a positive and then a negative effect on the eco-efficiency of the eastern, but this does not exist in the west and central during the study period. Meanwhile, the technical progress has a positive effect on the eco-efficiency of the eastern and central regions, and the energy structure has a negative effect on the eco-efficiency across the country. However, the industrial structure and environmental policy have an impact on regional eco-efficiency to various degrees and in different directions. Accordingly, optimizing the capacity structure, impelling energy conservation and emission reduction and other suggestions have been put forward to advance the regional eco-efficiency.

**Keywords:** regional eco-efficiency; urbanization; US-DEA model; ML index; panel Tobit model