DOI:10.3880/j.issn.1003-9511.2017.03.009

基于环境绩效的长江经济带工业用水效率

罗伟峰,王保乾

(河海大学商学院,江苏 南京 210098)

摘要:使用2005—2014年长江经济带11个省(市)的面板数据,基于投入导向的超效率DEA-CCR模型,测算含有非合意产出的全要素工业水资源利用率,利用Malmquist指数对全要素工业水资源利用率进行分解,分析工业水资源利用率提高和降低的主要影响因素,对全要素工业水资源利用率进行收敛性分析,判断各地区工业水资源利用率差异的变化趋势。研究结果表明:不同省(市)工业水资源利用率差距明显,下游地区最高,中游地区最低;2005—2014年,长江经济带区域工业水资源利用率总体呈提高趋势;科技进步是推动全要素工业水资源利用率提高的主要因素;长江流域工业水资源利用率呈收敛趋势,省(市)工业水资源利用率差距在缩小。

关键词:长江经济带;工业水资源利用率;环境绩效;超效率DEA Malmquist指数

中图分类号:F205 **文献标识码**:A **文章编号**:1003-9511(2017)03-0042-06

长江经济带覆盖上海、江苏、浙江、安徽、湖北、江西、湖南、重庆、四川、云南、贵州,面积约205万km^2。长江经济带具有极其丰富的淡水资源,同时又是我国最重要的工业走廊之一,我国钢铁、汽车、电子、石油化工等现代工业的精华大部分汇集于此,集中了一大批高耗能、大运量、高科技的工业行业和特大型企业。由于我国工业部门用水量一直居高不下,工业水污染是水环境问题的主要源头。为建设长江绿色生态廊道,防止在工业化和城镇化快速推进的过程中,工业用水量的快速增加和工业废水排放导致水资源持续恶化,从环境绩效的角度衡量工业水资源利用率,不仅有利于提高长江流域水资源利用效率,而且对于促进长江经济带工业增长、水资源的可持续利用有着重要的理论与实践价值。

国外学术界对水资源利用效率的研究始于20世纪80年代。Colenbrander[1]研究了荷兰20世纪50—70年代工业用水量和工业总产值的时间变化趋势以及二者的内在联系;Howell[2]认为提高农业水资源利用率的方法是提高农业灌溉技术及农务管理的水平;Becker[3]在研究了佛罗里达州制造业企业的用水数据后发现企业产品的单位用水量与企业规模呈正相关。我国从21世纪初才开始有学者关注水资源利用效率。李雪松[4]认为水资源可持续利用的效益法则是使整个水资源开发过程中得到的效益最大;朱启荣等[5-6]通过万元GDP和万元工业增加值用水量分析了中国水资源利用率区域差异及其影响因素;蔡松年[7]运用单要素方法计算工业水资源利用率并通过计算差值来分析节水潜力;Hu等[8]率先使用DEA模型对1997—2004年中国30个地区的生活用水和生产用水进行全要素水资源利用率研究。后续的文献大都采用了全要素分析框架,将水资源与资本、劳动等要素一并作为投入要素测算中国水资源利用率。王莹等[9-11]利用DEA模型分别测算了江苏省和中国总体水资源利用率;孙爱军等[12-13]运用随机前沿生产函数模型(SFA)分析了我国的工业水资源利用率、节水潜力及其影响因素。

综上所述,国内现有研究大都将工业总产值作为水资源利用率评价的唯一产出要素,忽视了工业水污染排放(坏产出)也是工业生产的产品。工业水资源利用率评价结果不能客观反映工业用水对环境的影响,使工业部门水资源利用率的研究停留在只关注用水的经济效益阶段。Pittman在测度威斯康星州造纸厂的水资源利用率时,在生产率测度中引入了坏产出的概念[14]。

本文借鉴Pittman的方法将工业用水的坏产出量化为废水和废水中主要污染物的排放,将其作为

作者简介:罗伟峰(1993—),男,硕士,主要从事水资源经济、技术经济研究。E-mail:924048159@qq.com

产出指标纳入基于水资源利用率的 DEA 模型分析中,全面反映考虑环境绩效的长江经济带工业用水的区域特征和动态趋势,为工业水资源利用率的评价提供新的视角。

1 模型构建与指标选取

1.1 超效率 DEA 模型

传统的 DEA 模型旨在评价多投入多产出模式下决策单元间的相对有效性。但是,在评价决策单元的效率时可能会出现多个效率值为 1 的单元(有效单元),各有效单元的效率无法相互比较。Andersen 等[15]于 1993 年提出一种 DEA-CCR 模型的改进模型,即超效率 DEA-CCR 模型——能够对同时出现的多个有效决策单元进行排序比较。本文采用投入导向的超效率 DEA-CCR 模型,计算各省(市)全要素工业水资源利用率,找出其中工业水资源利用率最高的省(市)并进行效率值排序。超效率 DEA-CCR 模型示意图见图 1,数学形式如下:

$$\min\left[\theta-\varepsilon\left(\sum_{i=1}^{m}s_i^-+\sum_{r=1}^{s}s_i^+\right)\right]$$

$$\text{s.t.}\sum_{\substack{i=1\\ j\neq k}}^{n}X_{ij}\lambda_j+s_i^-\leqslant\theta X_0$$

$$\sum_{\substack{j=1\\ j\neq k}}^{n}Y_j\lambda_j-s_r^+=Y_0$$

$$\lambda_0\geqslant 0,j=1,2,\cdots,n,s_r^+\geqslant 0,s_r^-\geqslant 0 \qquad (1)$$

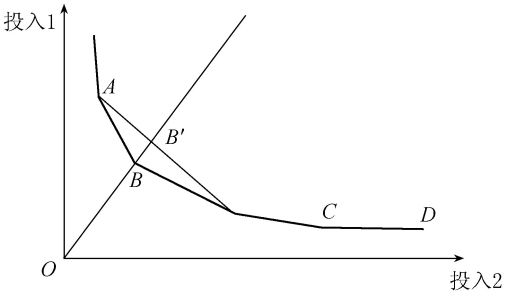

图 1 超效率 DEA-CCR 模型

超效率 DEA-CCR 模型的评价原理如下:在对某决策单元进行效率评价时,先将其排除在参照单元组合之外。在测评时,有效单元效率值不变,投入按比例增加,投入增加的比例即为超效率评分,因其生产前沿面后移,故效率评分要大于利用传统 DEA 模型的效率评分。无效的决策单元生产前沿面不变,因此其最终效率评分与用传统 DEA 模型效率评分相同。如图 1 所示,在计算单元 B 的效率评分时,将其排除在 DMU 参与集合之外,此时 ACD 成为有效生产前沿面,线段 BB' 表示 B 点的投入量仍然可增加的幅度,则 B 点的超效率评价值为 $OB'/OB>1$。A、C、D 点的超效率评分以此类推。

1.2 Malmquist 指数模型

Caves 等[16]首次利用 Malmquist 指数模型进行生产率变化的测算,后续研究中 Malmqusit 指数模型被用于资源利用效率的动态测算,作为对 DEA 模型静态测算的补充。本文使用 Malmquist 指数对全要素工业水资源利用率进行分解,分辨全要素工业水资源利用率提高或下降的年份和省(市),并分析工业水资源利用率的驱动因素。Malmquist 指数可将全要素生产率(TFPch)分解成技术进步变动指数(TEchch)、纯技术效率变化指数(PEch)、规模效率变化指数(SEch)。当规模报酬不变时,Malmquist 指数可以分解为 PEch 乘以 TEchch。

分解过程如下:

$$F=\left[\frac{D^t(x_{t+1},y_{t+1})}{D^t(x_t,y_t)}\cdot\frac{D^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1})}{D^{t+1}(x_t,y_t)}\right]^{1/2}=$$

$$\frac{D^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1})}{D^{t+1}(x_t,y_t)}\cdot\left[\frac{D_i^t(x_{t+1},y_{t+1})}{D_i^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1})}\cdot\frac{D_i^t(x_t,y_t)}{D_i^{t+1}(x_t,y_t)}\right]^{1/2}=XY \qquad (2)$$

式中:F 表示 TFPch,X 表示 PEch,Y 表示 TEchch。

当规模报酬产生变化时,可进一步将综合技术效率变动指数(Effch)分解为 PEch 与 SEch。其中,SEch 可以用来判断单位的生产是否达到生产的规模最优状态,即:

$$Q=XZ=\left[\frac{D^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1}\mid\text{VRS})}{D^t(x_t,y_t\mid\text{VRS})}\cdot\frac{D_i^t(x_{t+1},y_{t+1}\mid\text{CRS})}{D_i^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1}\mid\text{VRS})}\right]\cdot\frac{D^t(x_t,y_t\mid\text{VRS})}{D^t(x_t,y_t\mid\text{CRS})} \qquad (3)$$

式中 Q、Z 分别表示 Effch、SEch。结合式(2)得

$$F=XYZ=\left[\frac{D_i^t(x_{t+1},y_{t+1}\mid\text{CRS})}{D_i^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1}\mid\text{VRS})}\cdot\frac{D^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1}\mid\text{VRS})}{D^t(x_t,y_t\mid\text{VRS})}\right]\cdot\left[\frac{D_i^t(x_{t+1},y_{t+1})}{D_i^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1})}\cdot\frac{D_i^t(x_t,y_t)}{D_i^{t+1}(x_t,y_t)}\right]^{1/2}\cdot\frac{D^t(x_t,y_t\mid\text{VRS})}{D^t(x_t,y_t\mid\text{CRS})} \qquad (4)$$

式中:$D_i^t(x_t,y_t)$,$D_i^t(x_{t+1},y_{t+1})$ 表示以 t 期的数据为基准时,t 期和 $t+1$ 期的技术效率;$D_i^{t+1}(x_t,y_t)$,$D_i^{t+1}(x_{t+1},y_{t+1})$ 表示以 $t+1$ 期的数据为基准时,t 期和 $t+1$ 期的技术效率。当 Malmquist 指数大于 1 表示 t 到 $t+1$ 期的全要素生产率增长;当 Malmquist 指数小于 1 表示从 t 到 $t+1$ 期全要素生产率降低。同时,各项分解指数变化大于 1 时,即表明它是效率提高的原因,反之则是效率下降的原因。

1.3 绝对 β 收敛与 α 收敛

在测度各省(市)全要素水资源利用率的基础

上,为判断各地区全要素水资源利用率差异的演变趋势,考察各省(市)的 TFPch 是否趋同于稳态水平,进行 α 收敛和绝对 β 收敛分析。

1.3.1 绝对 β 收敛

根据 Barro 等[17]的研究,β 收敛是指经济集团的增长率与其初始水平负相关,得到各省(市)水资源利用率(WE)的绝对 β 收敛回归方程:

$$\frac{\ln U_{i,T} - \ln U_{i,0}}{T} = \beta_0 + \beta_1 \ln U_{i,0} + \mu \qquad (5)$$

式中:$U_{i,0}$和 $U_{i,T}$分别为省(市)i 在期初和期末的全要素水资源利用率(WE);β_0 和 β_1 为待估计参数;μ 为随机干扰项;T 为考察期的时间跨度,本文为 2005—2014 年,即 $T=9$。若 β_1 为负数,U 的增长与 U 的初始值成反比,意味着各省(市)工业水资源利用率的增长率与其初始水平呈反向关系,存在绝对 β 收敛,低效率地区在缩小与高效率地区差距;反之不存在绝对 β 收敛。

1.3.2 α 收敛

α 收敛是指区域内各经济集团某一变量离差随着时间进度而逐步减小。α 收敛可表示为:

$$\alpha_t = \left\{ N^{-1} \sum_{i=1}^{N} \left[U_i(t) - \left(N^{-1} \sum_{j=1}^{N} U_j(t) \right) \right]^2 \right\}^{\frac{1}{2}} \qquad (6)$$

式中:$U_i(t)$表示 t 时期 i 地区全要素工业水资源利用率;N 表示地区个数。若 $\alpha_t > \alpha_{t+1}$,表明各地区工业水资源利用率离散系数在缩小,存在 α 收敛,反之是发散的。

1.4 工业水资源利用率评价指标选取与数据来源

考虑环境绩效的工业水资源利用率评价思想是在经济效益最大化的同时,最小化资源消耗和环境污染。传统的水资源全要素分析框架选取资本、劳动、用水量 3 个投入要素,将工业总产值作为唯一产出要素。本文加入废水和废水中的主要污染物排放量作为产出要素,同时,在兼顾样本数据的可比性、可得性及科学性的基础上构建长江经济带 11 个省(市)的工业水资源利用率评价指标体系。本文投入产出指标数据来源于 2005—2014 年的《中国工业经济统计年鉴》及相关各地区统计年鉴。另外,部分数据取自相关各地区各年环境状况公报。

1.4.1 投入指标

a. 劳动力投入。认为忽略地区间的从业人员素质和劳动时间差异对评价结果不会产生较大影响[13]。劳动力投人具体指标为工业从业人员数量,由采矿业、制造业、电力/热力/燃气及水生产和供应业这 3 个高耗水工业部门的年底就业人数相加获得。

b. 资本投入。各地区历年的工业资本存量计算公式为[18]:

$$K_{i,t} = K_{i,t_0} + \sum_{t_0+1}^{t} \Delta k_{i,t} / p_t$$

式中:K_{i,t_0}表示 i 地区 2005 年的固定资产净值;$\Delta k_{i,t}$ 表示 i 地区 t 年的名义净投资,由 t 年固定资产净值减去 $t-1$ 年固定资产净值得到;p_t 表示 t 年的固定资产投资价格指数。

c. 水资源投入为工业部门用水量。

d. 污染物排放量。污染物作为工业部门的坏产出,因其评估属性与目标负相关,可以将其视为投入属性[18]。以工业废水中化学需氧量(COD)排放量、氨氮排放量(NH_3、NH_4)相加得到。

1.4.2 产出指标

a. 工业产出。产出指标使用包含了中间投入成本的工业总产值,为消除价格因素影响,将各年份的工业总产值采用工业品出厂价格指数统一折算为 2005 年不变价。

b. 工业废水排放量。选取工业废水排放量与工业用水量的比率,作为衡量工业废水排放量的指标。该比率越高,说明工业部门耗水强度越高,工业用水重复率越低。取该指标的一阶倒数作为产出变量,使其评估属性与目标正相关[19]。

2 实证分析结果

2.1 工业水资源利用率静态分析

首先用 EMS1.3 软件测算长江经济带 11 个省(市)2005—2014 年加入环境绩效的工业水资源利用率值,采用基于投入导向的超效率 DEA-CCR 模型,效率值大于 1,则全要素工业用水是有效的,反之无效,效率值越高,则相对越有效(见表 1)。

从横截面数据分析,长江经济带上部分省(市)的工业水资源利用率处于无效状态,以致总体工业水资源利用率不高。长江下游的上海、江苏、浙江的工业水资源利用率较高,一直处于前列;而长江中游的安徽、江西、湖南、湖北的工业水资源利用率则一直处于 11 个省(市)的后列,常年处于无效状态。总的来说,在考虑环境绩效的工业水资源利用率测度时,经济发达地区的工业水资源利用率较高,欠发达地区较低。这主要是因为较发达地区虽然工业产值高,水资源消耗量大,污染物排放多,但在节水设备和技术、生产的组织管理水平和环境治理方面较欠发达地区有极大优势,且发达地区逐步淘汰了高耗水、高污染产能,产业结构更加合理,对水污染治理的投入不断加大,所以经济效益和环境效益结合得更好。安徽、江西等长江流域中游省份,一直以来资源环境密集型产业比例过高,工业结构欠合

表 1　基于超效率 DEA-CCR 模型的 2005—2014 年长江经济带省(市)工业水资源利用率

地区	工业水资源利用率										
	2005 年	2006 年	2007 年	2008 年	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	均值
上海	1.91	1.79	1.61	1.57	1.68	1.93	2.83	2.26	2.70	2.59	2.09
江苏	1.98	1.88	2.03	2.67	2.78	2.59	2.56	2.72	1.95	1.97	2.31
安徽	0.74	0.75	0.70	0.73	0.79	0.77	0.76	0.73	0.72	0.70	0.74
浙江	1.92	1.79	1.90	1.92	1.93	1.77	1.63	1.56	1.74	1.78	1.79
江西	0.76	0.76	0.73	0.76	0.83	0.76	0.69	0.73	0.74	0.70	0.74
湖北	0.53	0.52	0.49	0.52	0.55	0.59	0.61	0.66	0.65	0.79	0.59
湖南	0.62	0.67	0.66	0.69	0.72	0.73	0.73	0.68	0.68	0.64	0.68
重庆	1.44	1.46	1.52	1.58	1.70	1.93	2.34	2.13	2.36	2.33	1.88
四川	0.58	0.60	0.64	0.68	0.74	0.77	0.83	0.83	0.84	0.91	0.74
贵州	4.07	4.33	5.14	5.56	5.17	4.12	3.86	3.53	2.35	1.78	3.99
云南	1.03	1.01	0.88	0.88	0.94	0.89	0.87	0.96	1.06	1.16	0.97

理,工业增长方式粗放,同时这些省份在追求经济增长的过程中对水污染的重视不够,在引入外资时,较少考虑引入高污染、高耗能企业对本地造成的工业环境保护负担,且工业节水设施和节水技术投入增长缓慢。

值得注意的是,经济发展水平更低的贵州、云南的工业水资源利用率却高于安徽、湖南、湖北甚至是浙江和江苏,该测算结果与沈满洪等[13,20]的研究结论有较大出入。原因是本文在全要素生产率模型中加入了污水排放和污染物排放作为产出指标,贵州和云南经济发展水平虽然落后于安徽、湖南等省份,但水污染程度要低于上述省份,所以该测度结果更加符合实际情况,也更科学合理。

从时间序列数据分析,工业水资源利用率的排名变化不大(见图 2),只有重庆市的工业水资源利用率排名一直在上升,在 2013 年和 2014 年都保持在第 2 的位置;贵州省的排名一直在下降,未来持续下降的趋势明显;安徽、江西、湖南、湖北排名无变化。

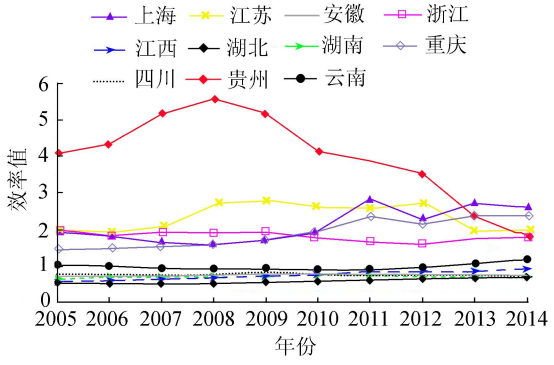

图 2　长江经济带各省(市)工业水资源利用率排名变化趋势

2.2　工业水资源利用率动态分析

利用超效率 DEA 模型,测度各省(市)全要素工业水资源利用率值的基础上,识别水资源利用效率提高的关键因素,并分析各省(市)及整个长江经济带水资源利用率的变化趋势。

a. 借助 DEAP2. 1 软件,采用 11 个省(市)2005—2014 年的面板数据,通过 Malmquist 指数模型,得出整个长江经济带各年全要素水资源利用率(tfpch)变动趋势及其各驱动因素分解。全要素水资源利用率大于 1 表明该年工业水资源利用率相比于上年提高,反之降低。各因素得分大于 1 表明该因素是全要素水资源利用率上升的原因,反之则是全要素水资源利用率下降的原因。结果见表 2。

表 2　长江经济带 11 个省(市)各年份平均 Malmquist 指数及其分解

年份	综合技术效率	技术进步	纯技术效率	规模效率	全要素工业水资源利用率
2005—2006	1.008	1.151	1.003	1.005	1.160
2006—2007	0.979	1.222	0.986	0.994	1.197
2007—2008	1.023	1.153	1.026	0.997	1.179
2008—2009	1.038	1.100	1.036	1.002	1.142
2009—2010	0.994	1.182	1.002	0.992	1.174
2010—2011	1.001	0.946	1.013	0.988	0.946
2011—2012	1.010	1.089	1.009	1.001	1.100
2012—2013	1.005	1.072	1.003	1.002	1.077
2013—2014	1.010	1.077	1.001	0.999	1.088
均值	1.007	1.107	1.010	0.998	1.116

a. 2005—2014 年间长江经济带工业水资源利用率年均提高 11.6%,除 2011 年相比 2010 年工业水资源利用率下降 5.4%,其他年份工业水资源利用率相比上年都是增长的。其中 2005—2010 年工业水资源利用率年增长比例大,最高为 2006—2007 年,19.7%;2011—2014 年增长比例小,最高为 2011—2012 年,10%;2010—2011 年工业水资源利用率出现下降,下降的幅度为 5.4%。全要素工业水资源利用率在 2008—2012 年出现大幅度振荡,波动剧烈,甚至出现倒退的状况,直至 2013 年逐渐提升。

b. 2005—2014 年综合技术效率平均值为 1.007,最大值为 1.038,最小值为 0.979,波动幅度较小,说明长江经济带水资源配置和使用效率在逐年提高。长江经济带工业水资源利用率的分解中规模效率常年小于 1,所以纯技术效率是综合技术效率增长的关键。虽然技术进步变动与综合技术效率

变动共同影响着长江经济带工业水资源利用率，但技术进步和工业水资源利用率之间同向变动，而综合技术效率与工业水资源利用率之间的关系不明显（见图3），说明工业生产过程中对生产技术创新和生产设备升级的重视，提高了工业产品产量并减少了水资源消耗和水污染排放，现行的制度变革和经营管理水平提升没有充分发挥现有技术和投入资源的生产潜力。长江经济带工业水资源利用率增长主要根源是技术进步，综合技术效率的影响微弱。

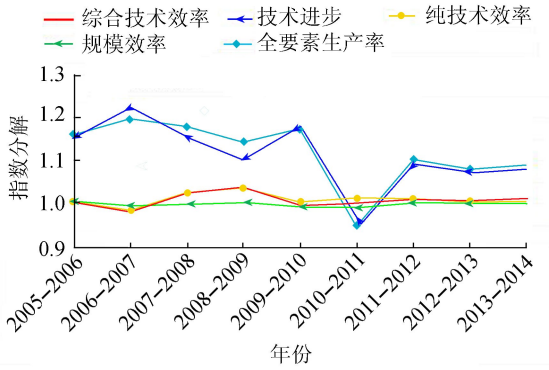

图3　长江经济带2005—2014年全要素水资源利用率变动趋势及分解

c. 对长江经济带各省（市）进行Malmquist指数分析，可得到各省（市）全要素工业水资源利用率及其分解结果（见表3）。

表3　长江经济带11个省（市）年均Malmquist指数及其分解

地区	综合技术效率	技术进步	纯技术效率	规模效率	全要素工业水资源利用率
上海	1.000	1.062	1.000	1.000	1.062
江苏	1.000	1.105	1.000	1.000	1.105
安徽	0.993	1.177	1.028	0.966	1.169
浙江	1.000	1.101	1.000	1.000	1.101
江西	0.991	1.180	0.986	1.006	1.170
湖北	1.044	1.112	1.040	1.005	1.161
湖南	1.002	1.190	1.004	0.998	1.192
重庆	1.000	1.146	1.000	1.000	1.146
四川	1.052	1.140	1.051	1.000	1.198
贵州	1.000	0.931	1.000	1.000	0.931
云南	1.000	1.063	1.000	1.000	1.063
均值	1.007	1.107	1.010	0.998	1.116

由表3可知：2005—2014年全要素工业水资源利用率只有贵州在下降（全要素工业水资源利用率小于1），长江经济带整体工业水资源利用率年均增长率为11.6%，在强调环境保护和生态安全的同时，工业水资源利用率在逐年提高。从年均增长率的分解来看，规模效率年均增长率为负，纯技术效率年均增长率为1%，技术进步年均增长率为10.7%。从各个省份来看，四川、湖南、江西增长最快，其全要素工业水资源利用率增长分别为19.8%、19.2%、17%，均高于平均值，说明这几个省份工业水资源利用率提高迅速，工业水资源利用率提升潜力巨大。而上海、江苏、浙江工业水资源利用率提高的幅度小于平均值，尤其上海最低为6.5%，考虑到江、浙、沪在产业转型和转变经济发展方式以及污染治理方面践行多年，进一步提高工业水资源利用率的空间较小，所以属正常现象。综合技术效率小于1的是安徽和江西，其余都大于1。规模效率小于1的是安徽和湖南，江西纯技术效率下降1.4%。只有贵州技术进步小于1。

从水资源利用率进步动力来看，全要素工业水资源利用率增长率的提高主要来自技术进步的推动。上海、江苏、浙江、云南、重庆的综合技术效率为1，是因为技术进步变动指数均大于1，拉动了全要素工业水资源利用率的提高。贵州全要素工业水资源利用率的增长受制于技术进步。安徽、湖南、四川等省的全要素水资源利用率增长率受综合技术效率与技术进步的双重影响，技术进步增长率最快的是湖南、安徽、江西，分别为19%、18%、17.7%。技术进步既是提高水资源利用率的强劲因素，也是工业水资源利用率下降的主要因素。

2.3　工业水资源利用率收敛性分析

长江经济带各省（市）考虑环境绩效的工业水资源利用率具有明显的地区差异。本文进一步分析这种差异的变化趋势，判断各省（市）的工业水资源利用率能否最终趋于一个稳定水平。对长江经济带2005—2014年间工业水资源利用率的敛散特征进行分析。

根据绝对β收敛方程对11省（市）截面数据进行回归，估计结果见表4。

表4　长江经济带全要素工业水资源利用率指数的绝对β收敛检验结果

变量	非标准化系数	*t*-statistic	Sig	R^2
β_0	0.013	1.174	0.27	0.346
β_1	−0.037*	−2.182	0.057	

注：*代表10%的显著性水平。

β_1为负，通过10%水平下的显著性检验，所以$U_{i,T}$出现绝对β收敛趋势，但R^2较小，且曾先锋等[21-22]认为Barro回归法的β收敛结果具有Galton谬误，其检验结果并非十分准确，因此增加α收敛作进一步验证。

根据α收敛方程，得出长江经济带工业水资源利用率的变异系数，同时从流域层面对长江经济带上游、中游和下游的工业水资源利用率进行收敛性分析。参考吴传清等[23-24]流域内省份划分方法，将重庆、四川、贵州、云南划分为上游地区，湖南、湖北、安徽、江西为中游地区，下游地区包括江苏、浙江和上海。

图4显示了长江经济带整体与流域内上游、中游、下游地区工业水资源利用率的 σ 收敛趋势。在10年测算期中,长江经济带的变异系数出现先上升、后下降趋势,2008年变异系数出现峰值。特别是近几年,各省(市)的工业水资源利用率差距迅速缩小。就流域内各地区来看,上游地区的变异系数始终最大,说明上游地区的水资源利用效率差距一直较大,这主要是因为重庆的工业水资源利用率一直在迅速提升,云南和四川一直较低,而贵州的工业水资源利用率"跳水";上游工业水资源利用率变异系数变化趋势与全流域具有强烈的同步性。中游地区的工业水资源利用率差异最小,且该差异变化微弱。下游游地区工业水资源利用效率差距先上升后下降,特别是2008年之后,效率差异稳定缓慢地下降,说明下游地区水资源利用效率出现"俱乐部收敛"特征。

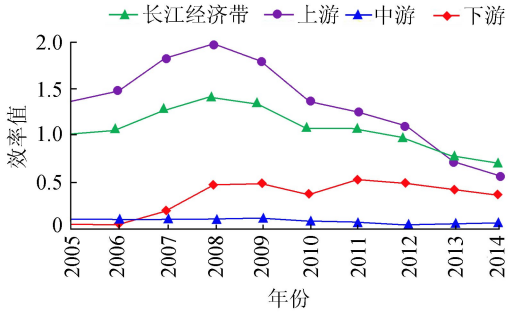

图4　上游、中游、下游全要素工业水资源利用率的收敛性

3　结论建议

本文基于长江经济带11省(市)2005—2014年的面板数据,将工业部门生产中的废水排放量和废水中的污染物排放量作为环境绩效指标,利用超效率DEA-CCR模型、Malmquist指数以及收敛模型,对全要素分析框架下的工业水资源利用率进行分析。

a. 从长江经济带工业用水总体效率评价来看,整个长江经济带工业水资源利用率在测算期内总体呈增长态势;从不同省(市)工业水资源利用率指标来看,半数省(市)存在工业水资源利用率低下、投入浪费现象;11个省(市)工业水资源利用率值排序变化不大,上海、江苏、浙江、重庆几个较发达地区的效率值显著领先于其他省份。在考虑工业用水的环境绩效时,长江中游地区工业水资源利用率最低。

b. 通过对11个省(市)Malmquist指数分解,发现技术进步指数对全要素工业水资源利用率拉动作用较强,而全要素工业水资源利用率的下降则受到技术效率衰退的影响,技术效率衰退还影响规模效率,工业用水规模效率总体上不显著。

c. 通过对工业水资源利用率敛散性分析,发现工业水资源利用率存在绝对 β 收敛趋势与 α 收敛趋势,表示长江流域各省市的工业水资源利用率差距在缩小,工业水资源利用率较低的地区在追赶较高的地区。

d. 研究结果表明,各省(市)工业水资源利用率差距明显,工业生产能力、节约水资源和降低水体污染的平衡点还没有达到。为了进一步缩小工业水资源利用率差距或避免地区工业水资源利用率差距进一步扩大,应破除地域局限,加强政府在资源环境中的调配作用,使工业水资源利用率较低的地区在人力、资金与技术上得到更多政策支持,促进产品、要素资源自由流动,使得下游先进的生产技术、节水技术与用水管理经验和水污染治理经验向中上游省份扩散,形成沿海省市与内陆省市之间、长江下游省份与长江上游省份相互支撑、良性互动的局面。

e. 要提高长江经济带总体水资源利用率,必须合理规划和分配工业生产用水,提高工业用水的重复利用率,降低产品的单位消耗。一方面在需求侧建立长江流域水资源开发利用总量控制、水资源利用率控制、水功能区限制纳污的"三条红线"指标体系、监督管理体系及指标考核机制,统筹全流域产业分工布局,使各地区水资源禀赋与其产业结构相匹配,进一步控制用水需求量增加;另一方面,在供给侧建立严格的水资源和生态环境保护制度,改变靠资源消耗与污染排放的粗放型工业增长方式,重点调整工业结构、淘汰落后产能,提高产业集中度,建立完整产业链,提高规模效率。

参考文献:

[1] COLENBRANDER H J. Water in the Netherland [M]. Hague:The Netherlands Organization for Applied Scientific Research,1986.

[2] HOWELL T A. Enhancing water use efficiency in irrigated a griculture[J]. Asronemy Journal,2001,93:281-288.

[3] BECKER R A. Water use and conservation in manufacturing: evidence from US microdata[J]. Water Resources Management,2016,12:4185-4200.

[4] 李雪松. 论水资源持续利用的公平与效率[J]. 生态经济,2001(12):13-16.

[5] 朱启荣. 中国工业用水效率与节水潜力实证研究[J]. 工业技术经济,2007(9):48-51.

[6] 李世祥,成金华,吴巧生. 中国水资源利用效率区域差异分析[J]. 中国人口·资源与环境,2008,18(3):215-220.

[7] 蔡松年. 葫芦岛市工业用水的节水潜力及影响因素研究[J]. 内蒙古水利,2014(1):53-58.

[8] HU J L,WANG S C,YEH F Y. Total-factor water efficiency of regions in China[J]. Resources Policy,2006(4):1203-1214.

(下转第68页)

条件、产业结构和教育水平均对区域农业效率呈现正面影响。这说明重视农业在产业结构中的基础地位、提升农村居民收入水平、加大对欠发达区域农业生产补助的倾斜力度,以及提高职业教育水平和提升农民就业能力,均是有效提升农业效率的重要途径。②面源污染对农业效率呈现负面影响。这说明化学性农业物资的使用所带来的负面效应要大于正面效应,因此发展农业要高度重视生态环境保护,坚决走绿色、健康、循环农业发展道路。

参考文献:

[1] 梁义成,李树茁,李聪. 非农参与对农业技术效率的影响:农户层面的新解释[J]. 软科学,2011(5):102-107.

[2] 闵锐,李谷成. "两型"视角下我国粮食生产技术效率的空间分异[J]. 经济地理,2013(3):144-149.

[3] 曾福生,高鸣. 我国粮食生产效率核算及其影响因素分析:基于 SBM-Tobit 模型二步法的实证研究[J]. 农业技术经济,2012(7):63-70.

[4] 王子成. 农村劳动力外出降低了农业效率吗? [J]. 统计研究,2015(3):54-61.

[5] 彭代彦,吴翔. 中国农业技术效率与全要素生产率研究:基于农村劳动力结构变化的视角[J]. 经济学家,2013(9):68-76.

[6] 林本喜,邓衡山. 农业劳动力老龄化对土地利用效率影响的实证分析:基于浙江省农村固定观察点数据[J]. 中国农村经济,2012(4):15-25.

[7] 常向阳,韩园园. 农业技术扩散动力及渠道运行对农业生产效率的影响研究[J]. 中国农村观察,2014(4):63-70.

[8] 焦源. 山东省农业生产效率评价研究[J]. 中国人口·资源与环境,2013,23(12):105-110.

[9] CHARNES A, COOPER W W, RHODES E. Measuring the efficiency of decision making units[J]. European Journal of Operation Research,1978(2):429-444.

[10] 李金颖,成云雪. 基于超效率 DEA 方法的全要素能源效率分析[J]. 工业工程,2012(1):87-92.

[11] ANDERSEN P, PETERSEN N C. A procedure for ranking efficient units in data envelopment analysis[J]. Managements Science, 1993 (10):1261-1264.

[12] 王宏志,高峰,刘辛伟. 基于超效率 DEA 的中国区域生态效率评价[J]. 环境保护与循环经济,2010(6):64-67.

[13] COPPER W W, LI S, SEIFORD L M, et al. Sensitivity and stability analysis in DEA: some recent development [J]. Journal of Productivity Analysis, 2001, 15(3): 217-246.

(收稿日期:2017-01-02 编辑:陈玉国)

(上接第 47 页)

[9] 王莹. 基于 DEA 的江苏省工业水资源利用效率研究[J]. 水利经济,2014,32(5):19-22.

[10] 孙才志,刘玉玉. 基于 DEA-ESDA 的中国水资源利用相对效率的时空格局分析[J]. 资源科学,2009(10):32-36.

[11] 钱文婧,贺灿飞. 中国水资源利用效率区域差异及影响因素研究[J]. 中国人口·资源与环境,2011,21(2):15-18.

[12] 孙爱军. 基于随机前沿函数的工业用水技术效率研究[D]. 南京:河海大学,2007.

[13] 雷玉桃,黄丽萍. 中国工业用水效率及其影响因素的区域差异研究:基于 SFA 的省际面板数据[J]. 中国软科学,2015(4):49-57.

[14] 王兵,吴延瑞,颜鹏飞. 环境管制与全要素生产率增长:APEC 的实证研究[J]. 经济研究,2008(5):19-32.

[15] ANDERSEN P, PETERSEN N C. A procedure for ranking efficient units in data envelopment analysis[J]. Management Science, 1993, 39(10):1261-1264.

[16] CAVES D W, CHRISTENSEN L R, ERWIN D W. The economic theory of index numbers and the measurement of input, output and productivity [J] Econometrica, 1982, 50(6):1393-1414.

[17] BARRO J, SALA-I-MARTIN X. Economic growth[M]. New York:McGraw,1995.

[18] 岳书敬. 基于低碳经济视角的资本配置效率研究:来自中国工业的分析与检验[J]. 数量经济技术经济研究,2011(4):53-56.

[19] 吴凤平,陈艳萍. 现代决策方法[M]. 南京:河海大学出版社,2011:148-149.

[20] 沈满洪,程永毅. 中国工业水资源利用及污染绩效研究:基于 2003—2012 年地区面板数据[J]. 中国地质大学学报(社会科学版),2015(1):31-40.

[21] 曾先锋,李国平. 我国各地区的农业生产率与收敛[J]. 数量经济技术经济研究,2008(5):45-53.

[22] 马海良,黄德春,张继国. 考虑非合意产出的水资源利用效率及影响因素研究[J]. 中国人口·资源与环境,2012,22(10):35-42.

[23] 吴传清,董旭. 长江经济带工业全要素生产率分析[J]. 武汉大学学报(哲学社会科学版),2014(7):31-36.

[24] 汪克亮,孟祥瑞,杨宝臣,程云鹤. 基于环境压力的长江经济带工业生态效率研究[J]. 资源科学,2015(7):1491-1501.

(收稿日期:2017-02-13 编辑:胡新宇)