

政府主导型流域生态补偿效率测度研究

——以长江经济带主要沿岸城市为例¹

陈伟¹，余兴厚²，熊兴²

(1. 中国人民大学 经济学院，北京 100872；

2. 重庆工商大学 长江上游经济研究中心，重庆 400067)

【摘要】：文章在界定政府主导型生态补偿、流域生态补偿效率概念的基础上，详细阐述了流域生态补偿效率影响因素的作用机制，以此构建流域生态补偿效率产出端的指标体系，并运用 AHP-DEA 模型测度长江经济带生态补偿效率。测度结果表明：近 10 年来，长江经济带生态补偿综合效率以 4.7% 的年平均速度上升；长江经济带生态补偿直接效率呈“U”型上升趋势，各城市之间以及河流、大气、土壤三大系统之间的生态补偿直接效率差异化明显；长江经济带生态补偿间接效率显著上升，差异化水平呈倒“U”型变化趋势。产生以下思考：建立和完善流域生态补偿的顶层设计，促进跨行政区域的合作机制重构和政策创新；构建流域生态补偿效率评价体系，参照负面清单管理模式选择负向性指标；定期优化流域生态补偿效率评价体系，参照评价结果适时改进生态补偿机制、市场机制在流域生态补偿不同阶段的应用。

【关键词】：政府主导；AHP-DEA 模型；长江经济带流域；生态补偿效率测度

【中图分类号】：F323.22

【文献标志码】：A

【文章编号】：1001-862X (2018) 03-0043-008

十九大报告指出，建设生态文明是中华民族永续发展的千年大计，要积极构建政府主导、企业为主体、社会组织和公众参与的环境治理体系，建立多元化生态补偿机制。^[1]流域作为生态环境系统的重要组成部分，对社会经济系统可持续发展的支撑作用日益突出，是生态文明建设的中心环节。对此，学术界在对生态补偿概念^[2]、补偿主体^[3]、补偿方式^[4]以及补偿机制^[5]等理论问题展开深入研究的基础上，对长江、子牙河、松花坝等流域的生态补偿现状及问题进行了系统性梳理^[6]，并从流域生态补偿管理框架体系、协商机制、监督机制、激励机制等多个方面提出有效解决措施^[7]，表明其正逐步进入由理论研究向实践总结的过渡时期。在这个特殊时期，亟待回答的关键问题已不再是“什么是流域生态补偿”，而是“如何进行流域生态补偿”和“如何测度流域生态补偿效率”，后者不仅是对前者过去补偿效果的评价，更能对其未来补偿方式、补偿机制的探索提供方向性指引。但从当前的情况看，对这个核心问题的回答并不是很好，仍存在理论依据不足、测度内容片面、测度指标主观性强、测度方式过于单一等缺陷，忽视了政府在流域生态补偿中的主导地位，缺乏跨生态学、经济学、统计学等多学科的综合分析。基于此，本文在明确政府主导型生态补偿、流域生态补偿效率概念的基础上，详细阐述流域生态补偿效率影响因素的作用机制，并以此构建流域生态补偿效率产出端的指标体系。同时，运用 AHP-DEA 模型测度长江经济带 11 个主要沿江城市在“十五”、“十一五”、

¹**【基金项目】**：国家社科基金项目“长江经济带生态公共产品合作供给机制重构与政策创新研究”（16BZZ075）

【作者简介】：陈伟（1988-），重庆垫江人，中国人民大学博士生，主要研究方向：创新经济、公共治理；余兴厚（1960-），四川宣汉人，重庆工商大学二级教授，博士生导师，主要研究方向：生态经济、公共服务；熊兴（1990-），重庆梁平人，重庆工商大学博士生，主要研究方向：区域经济、公共服务。

“十二五”等三个时期收官之年的生态补偿效率，由此总结流域生态补偿效率的变化规律和存在问题，并提出相关思考。

一、理论依据

（一）相关概念界定

政府主导型流域生态补偿效率的测度是一个复杂的问题，而解决该问题的第一步就是要回答什么是政府主导型生态补偿，以及什么是流域生态补偿效率两大关键性问题。

从内容上看，政府主导型生态补偿是指政府作为第三方机构代表生态服务消费者与提供者协商价格并购买服务，与市场主导型生态补偿的根本区别在于谁决定生态服务价格^[8]；从方式上看，政府主导型生态补偿是在国家行政权利的支撑下，通过财政补贴、直接投资、专项资金、政策优惠、技术支持、教育援助以及生态工程项目等方式，对生态服务的供给方给予补偿。^[9]无论从哪个角度看，政府主导型生态补偿均具有多目标性，即不仅要保证生态服务的足额提供，更要考虑增加就业、消除贫困、提高国民素质等社会目标。为便于测度，本文选择第二种概念。

流域生态补偿效率是指在主要以经济手段调节流域相关者利益关系的过程中，每单位投入所产生的产出量。一般来说，流域生态补偿效率的投入端包括政府、企业、社会组织等各类主体所提供的政策优惠和技术、资金、人才等资源^[10]，产出端则是河流、大气、土壤等生态环境系统的综合水平。^[11]但本文认为，生态补偿的最终目的是实现社会经济的可持续发展，即生态环境系统需为社会经济系统提供更多的发展空间，故盛域生态补偿的产出端还应包括社会、经济、文化等社会经济系统的内容。前者可称为流域生态补偿的直接产出，后者可称为流域生态补偿间接产出。

（二）流域生态补偿效率影响因素的作用机制

从上文不难看出，影响流域生态补偿效率的因素主要来自政府、企业、社会组织以及生态环境系统、社会经济系统等诸多方面，而上述影响因素在不同阶段发挥着截然不同的作用。

第一阶段，投入端：以政府支持为核心引擎。在此阶段，政府通过生态补偿机制对流域生态服务的供给方给予补偿，其理论依据为流域生态服务的外部性和生态产品的公共性。当流域生态服务具有正外部性时，存在大量免费搭便车的“局外人”，为减少生态服务供给方的损失，政府会给予其补偿；当流域生态服务具有负外部性时，由于“受损方”没有生态产品的明确产权，无法依靠市场机制维护自身权益，政府也会给予其补偿。第一种情况的补偿对象主要是企业或社会组织，补偿方式大多是财政补贴、技术支持等；第二种情况的补偿对象则主要为居民，补偿方式往往为专项资金、教育援助等（详见图1左半部分）。显然，政府支持保证了流域生态补偿的公平性和有效性，为提升流域生态补偿效率提供了源动力。

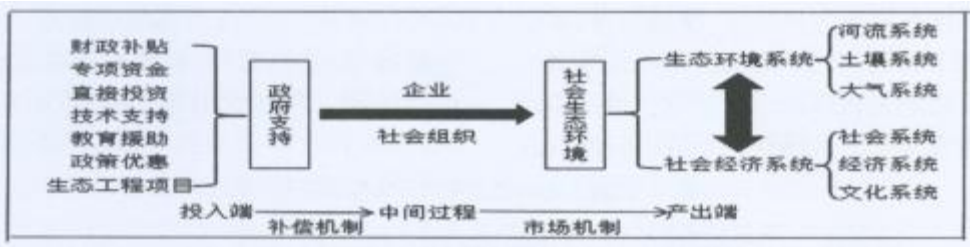


图1 流域生态补偿效率影响因素的作用机制

第二阶段，中间过程：以企业、社会组织为重要桥梁。在此阶段，企业、社会组织在政府支持的激励下，提供优质的流域

生态服务，从而实现政府投入端与流域生态补偿效率产出端的有效连接。对于企业而言，其主要通过提高生产技术、扩大生产规模等方式提供流域生态服务，实现流域的“工业三废”排放量减少、单位 GDP 能耗降低、就业岗位增加、GDP 增长等流域生态补偿目标；对于社会组织而言，其作为不以营利为目的的独立第三方，以市场竞争手段获取政府购买生态服务支持，通过举办活动、搭建平台等方式提高流域居民的环保意识，实现流域的生活污染物排放量降低、造林面积增加等生态补偿目标（如图 1 中间部分）。企业和社会组织在上述运行过程中所依靠的主要是市场机制。

第三阶段，产出端：以生态环境系统、社会经济系统为主要表现形式。在政府支持、企业和社会组织积极参与下，流域生态服务作用于生态环境系统和社会经济系统，以此实现流域生态补偿目标。生态环境系统包括河流系统、土壤系统、大气系统，社会经济系统包括社会系统、经济系统、文化系统（如图 1 右半部分）。两大系统之间存在着明显的相互关系，即生态环境系统是社会经济系统可持续发展的重要基础，社会经济系统为生态环境系统的自我修复和功能服务提供全面支撑。社会经济系统中的大部分生态服务是政府通过企业、社会组织间接提供的，少部分则是政府直接提供，如文化系统中的教育支出。

（三）流域生态补偿效率测度模型理论

层次分析模型（AHP）是定性与定量相结合的系统分析和评价模型，由 T.L.Satty 教授在上世纪 70 年代末提出。层次分析模型将评价主体的有关元素分解成目标、准则、方案等多个层次^[12]，并通过综合专家的判断，抓住复杂问题的本质、影响因素及内在联系，实现评价思维过程的数学化，保证评价结果的可量化，是指标体系权重设置的常用模型。层次分析模型大致可分为三步^[13]：第一步是把复杂的评价问题层次化，形成自上而下、逐层支配的递阶层次结构；第二步为引导评价者对各个层级的指标进行重要度的量度，形成判断矩阵；第三步则是运用单准则排序计算方法获得优先度的排序，并以此确定各层级指标权重。本文将采用层次模型分析法确定流域生态补偿效率产出端指标体系权重。

数据包络分析模型（DEA）是由 A.Charnes 和 W.W.Cooper 等学者以相对效率为研究视角，仅依赖投入、产出指标数据分析决策单元（DMU）的非参数效率评价模型。^[14]在此采用常见的数据包络模型（C²R 模型）测度流域生态补偿效率。C²R 模型以线性规划和对偶理论为基础，基于规模收益不变假设，确定决策单元的效率评价指数。C²R 模型假设有 n 个 DMU，每个 DMU 使用 m 种投入指标，生产得到 s 种产出，其中，任意一个 DMU 的第 i 种投入和第 r 种产出可表示为： x_{ij} 和 y_{ij} （ $i=1, 2, \dots, m; r=1, 2, \dots, n; j=1, 2, \dots, n$ ），则被评价单元 DMU_{j₀} 的效率值便可被计算出来。在此基础上，利用对偶原理，即可求出 C²R 模型的表达式叫，具体形式为：

$$\begin{aligned} \text{Min}[\theta - \xi(e^T s^- + e^T s^+)] \quad (1) \\ \text{s.t.} \quad \begin{cases} \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} + s^- - \theta x_{i0} = 0 \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} - s^+ - y_{r0} = 0 \\ \lambda_j \geq 0, j=1, \dots, n \\ s^- \geq 0, s^+ \geq 0 \end{cases} \quad (2) \end{aligned}$$

式（1）、式(2)中， x_0 、 y_0 为任意假定的第 j_0 个 DMU 的投入、产出指标， θ 为 DMU _{j_0} 的相对效率值， λ_j 是模型的最优解， s^- 为剩余变量， s^+ 为松弛变量， e^T 为单位行向量， ϵ 为非阿基米德无穷小。

根据 θ 、 s^- 、 s^+ 的不同，可将 DMU 分为三类：其一， $\theta=1$ ， $s^-=0$ 、 $s^+=0$ 时，DMU _{j_0} 为 DEA 有效，表示流域生态补偿的投入要素达到最佳组合，获得最大产出效果，即流域生态补偿效率高；其二， $\theta=1$ ，且至少有某个 s^- 大于 0 或某个 s^+ 于 0 时，DMU _{j_0} 为 DEA 弱有效，即流域生态补偿效率较高，若 s^- 于 0，表明第 i 个投入要素没被充分利用的数额为 s^- ，若 s^+ 大于 0，则表明第 r 个产出要素与最大产出值存在 s^+ 的差额；其三， $\theta < 1$ 时，DMU _{j_0} 为非 DEA 有效，即流域生态补偿效率有待提高，可通过将投入降至原投入的 θ 比例来保持原产出不减。

二、流域生态补偿效率的产出端指标体系构建

（一）构建原则

为保证流域生态补偿效率产出端指标体系的科学性和准确性，在构建指标体系时主要遵循了以下三大原则：

一是科学性原则，即以现有流域生态学、经济学理论和流域生态补偿机制为基础，综合国内外最新的相关研究成果，准确地反映流域生态补偿效率产出端的内涵和真实水平；二是全面性原则，即保证指标的设置能全面反映流域生态补偿效率产出端的各个构成要素，实现各指标间的相互配合、相互联系^[16]；三是可操作性原则，即在最大化利用现有流域生态补偿效率统计资料的基础上，尽可能选择可被量化的指标^[17]，为采用定量的评价方法奠定基础。

（二）指标选择

根据上文关于政府主导型生态补偿、流域生态补偿效率概念，以及流域生态补偿效率影响因素的作用机制等理论依据，在充分考虑指标体系构建的三大原则基础上，将流域生态补偿效率产出端的指标体系划分为目标层、准则层、约束层和指标层四个层级，其中准则层是根据流域生态补偿的直接产出和间接产出划分，指标层则按照流域生态补偿的具体目标设置，以此形成人均供水量、工业废水排放达标量、生活二氧化碳排放量、造林面积、新增城镇就业量、生产总值增长率、教育支出等 24 个易于量化的指标（详见表 1）。

表 1 流域生态补偿效率产出端指标体系

目标层	准则层	约束层	指标层	指标单位	指标权重
流域生态 补偿效率 产出端（A，1）	生态环境系统 （B1，0.75）	河流生态系统 （C1，0.491）	人均供水量（D1，0.145）	亿平方米	0.071151
			工业废水排放量（D2，0.168）	万吨	0.082546
			工业废水排放达标率（D3，0.159）	%	0.078175
			生活污水排放量（D4，0.048）	万吨	0.023473
			生活污水中 COD 排放量（D5，0.049）	万吨	0.024105
			饮用水源水质达标率（D6，0.333）	%	0.16368
			“三废”综合利用产品价值（D7，0.098）	万元	0.048192
		大气生态系统 （C2，0.199）	工业废气排放量（D8，0.057）	亿标立方米	0.011413
			工业废气中 SO2 排放量（D9，0.047）	万吨	0.009271
			生活二氧化硫排放量（D10，0.024）	万吨	0.004878
			森林覆盖率（D11，0.331）	%	0.066065
			城市绿化覆盖面积（D12，0.148）	万公顷	0.029572
			环境空气优良天数比例（D13，0.306）	%	0.060923
			工业烟尘排放量（D14，0.087）	万吨	0.017248
		土壤生态系统 （C3，0.131）	农用化肥使用量（D15，0.134）	万吨	0.017479
			农药使用量（D16，0.059）	万吨	0.007722
			造林面积（D17，0.365）	万公顷	0.047816
			工业固体废物综合利用量（D18，0.442）	万吨	0.057852
	社会经济系统 （B2，0.25）	社会系统 （C4，0.094）	有效灌溉面积（D19，0.488）	万公顷	0.045959
			新增城镇就业量（D20，0.512）	万人	0.048219
		经济系统	生产总值增长率（D21，0.637）	%	0.030921

		(C5, 0.049)	单位 GDP 耗水量 (D22, 0.363)	立方米/万元	0.017621
		文化系统	教育支出比例 (D23, 0.732)	%	0.026146
		(C6, 0.036)	电视节目综合人口覆盖率 (D24, 0.268)	%	0.009573

注：括号内数据是各项指标在其所在层级中所占权重情况。

不难发现，上述指标不仅有区分地涵盖了绝对数指标和相对数指标，还包括了正向性指标和负向性指标。此外，各层级的指标数量也会根据其反映流域生态补偿产出端的能力大小而有所区分，即河流、大气和土壤等三大生态系统的指标数量明显偏多，社会、经济、文化等三大社会经济系统的指标相对较少，但这不表示该指标体系不能准确测度流域生态补偿在社会经济系统中的效率（即间接效率），因为本文在选择社会经济系统的指标时，充分考虑了以下两大标准：一是要与流域生态补偿存在强相关性，二是要综合反映其所在层级情况，如单位 GDP 耗水量不仅是流域生态补偿的重要目标，也是经济系统发展质量的集中体现。

（三）权重设置

运用层次分析模型确定指标权重，即通过向 8 位来自高校、政府、企业、社会组织的生态经济专家学者发送邮件，邀请他们按相对重要性的比例标度对已构建的指标进行排序，并依此建立起判断矩阵确定各指标的权重（详见表 1）。此外，选择 CI、RI 两个指标检验判断矩阵的一致性（结果如表 2）。

表 2 流域生态补偿效率产出端指标一致性检验结果

	λ_{max}	C1	R1	CR ²	判断标准	检验结果
A-B	2	0	0	0	0.1	一致
B-C	6.4301284280	0.0860256860	1.26	0.0682743540	0.1	一致
C1-D	7.6227087730	0.1037847960	1.36	0.0763123500	0.1	一致
C2-D	7.5518635850	0.0919772640	1.36	0.0676303410	0.1	一致
C3-D	4.1686097460	0.0562032490	0.89	0.0631497180	0.1	一致
C4-D	2	0	0	0	0.1	一致
C5-D	2	0	0	0	0.1	一致
C6-D	2	0	0	0	0.1	一致

从表 2 可知，各层级指标的 CR² 值均小于 0.1，表明判断矩阵中的指标通过了一致性检验，说明各位专家在主观评价过程中的逻辑清晰，保证了指标权重的合理性和准确性。

三、流域生态补偿效率测度

（一）测度对象和数据来源

选择长江经济带 11 个主要沿岸城市作为流域生态补偿效率测度对象的依据主要有以下三点：其一，作为中国第一大流域，长江经济带生态补偿效率测度结果具有代表性和参考价值；其二，作为中国国家重大发展战略，长江经济带生态补偿效率的测度更具有现实意义；其三，《长江经济带发展纲要》已确定的“一轴、两翼、三极、多点”新格局，凸显了 11 个主要沿岸城市的研究价值。综上，本文选择重庆、上海、武汉、南京、宜宾、宜昌、镇江、九江、攀枝花、黄石、黄冈等 11 个长江经济带主要沿岸城市为测度对象，并将前四个城市称为核心城市，其余城市称为重要城市。

考虑流域生态补偿具有时滞性，为准确反映长江经济带生态补偿效率变化规律和问题，选择最近三个五年计划的收官之年为时间节点，收集长江经济带 11 个主要沿岸城市的指标数据（除指标体系中的指标数据外，还包括政府在流域生态补偿过程中的财政补贴、专项资金、直接投入、教育援助和生态工程项目等 5 个指标数据）。其中，D1-D10 指标数据来源于各城市 2006，2011 和 2016 年统计年鉴和统计公报，其余数据则出自于相关部门的统计年报和公开信息。此外，黄石市、黄冈市以及宜昌市的政府补贴、专项资金、直接投入、生态工程项目指标数据是向政府依申请公开获得。上述指标数据通过了多渠道的反复验证，具有真实可靠性。

（二）测度具体过程

首先，数据标准化处理。由于上述指标数据具有不同的单位和变异程度，故采用比重法对其进行标准化处理，以此消除量纲、自身变异等带来的影响。其次，确定产出端水平。即根据流域生态补偿效率产出端指标体系，结合已标准化处理的指标数据确定长江经济带主要沿岸城市的生态补偿产出端水平。最后，测算生态补偿效率。即以政府财政补贴、专项资金、直接投入、教育援助、生态工程项目等 5 个标准化指标数据为投入项，长江经济带主要沿岸城市生态补偿的产出端水平为产出项，运用 Matlab 测算长江经济带生态补偿效率。

（三）测度结果分析

第一，长江经济带生态补偿的综合效率水平显著提高。通过测算发现，近 10 年来，长江经济带生态补偿综合效率大致以 4.7% 的年平均速度上升。除重庆在 2010 年有小幅下滑外，其余核心城市均出现两次上升，平均涨幅达 102%；以宜昌、黄冈等其余城市为代表的重要城市平均涨幅为 56%，其中九江、黄石上升幅度超过 60%，仅宜宾和攀枝花两个城市出现了下降（图 2），下降幅度分别为 21%和 28%。

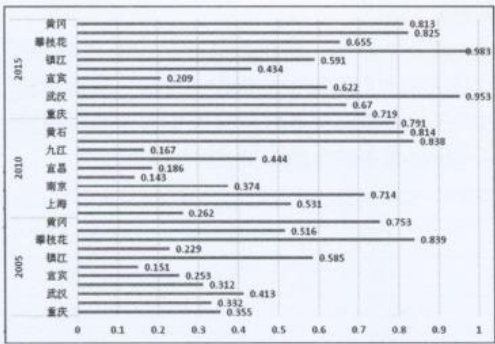


图 2 长江经济带主要沿岸城市生态补偿综合效率

然而，长江经济带生态补偿综合效率差异化问题较为突出。数据分析发现，2005、2010、2015 年核心城市与重要城市的生态补偿效率平均值差值分别为-0.12、-0.01 和 0.1，差值占核心城市生态补偿综合效率均值的比重分别为 34.6%、2.7%和 13.1%。此外，2015 年核心城市生态补偿综合效率极差为 0.331，较 2010 年下降 0.121，较 2005 年上升 0.23；2015 年重要城市生态补偿效率极差为 0.44，较 2010 年上升 0.1，较 2005 年上升 0.12（图 2）。

第二，长江经济带生态补偿的直接效率大致表现出“U”型上升趋势，差异化问题显著。总体看，2005、2010、2015 年的长江经济带主要沿岸城市的生态补偿直接效率平均值分别为 0.52、0.45 和 0.66，其中河流系统的生态补偿效率依次为 0.391、0.477 和 0.613；上述三年生态补偿直接效率的标准差分别为 0.257、0.256 和 0.208，2015 年河流、大气系统生态补偿效率均超过 0.6，而土壤系统却仅为 0.3（详见表 3）。

表 3 长江经济带主要沿岸城市生态补偿直接效率

地区 效率	重庆	上海	武汉	南京	宜宾	宜昌	镇江	九江	攀枝花	黄石	黄冈	平均 值	标准 差	年份
河流补 偿效率	0.225	0.269	0.857	0.392	0.112	0.238	0.113	0.456	0.632	0.442	0.565	0.391	0.220	2005
大气补 偿效率	0.303	0.237	0.903	0.412	0.235	0.181	0.618	0.292	0.682	0.546	0.698	0.464	0.227	
土壤补 偿效率	0.748	0.347	0.923	0.124	0.084	0.098	0.627	0.320	0.717	0.196	0.515	0.427	0.281	
直接效 率	0.421	0.362	0.911	0.412	0.253	0.166	0.627	0.258	0.896	0.568	0.847	0.520	0.257	
河流补 偿效率	0.210	0.613	0.785	0.514	0.166	0.186	0.381	0.146	0.718	0.930	0.593	0.477	0.263	2010
大气补 偿效率	0.162	0.343	0.749	0.181	0.174	0.175	0.477	0.253	0.852	0.777	0.761	0.446	0.272	
土壤补 偿效率	0.460	0.339	0.198	0.194	0.049	0.064	0.088	0.130	0.414	0.322	0.663	0.266	0.184	
直接效 率	0.256	0.506	0.643	0.368	0.134	0.157	0.357	0.164	0.808	0.785	0.792	0.452	0.256	
河流补 偿效率	0.496	0.722	0.861	0.672	0.179	0.427	0.506	0.747	0.564	0.899	0.673	0.613	0.198	2015
大气补 偿效率	0.517	0.557	0.821	0.334	0.197	0.400	0.949	0.317	0.933	0.962	0.797	0.617	0.271	
土壤补 偿效率	0.753	0.272	0.243	0.209	0.068	0.147	0.203	0.464	0.202	0.399	0.737	0.336	0.219	
直接效 率	0.704	0.694	0.954	0.616	0.202	0.434	0.475	0.838	0.634	0.813	0.841	0.655	0.208	

核心城市生态补偿直接效率水平较高，城市间的差异较大，但有逐渐缩小的趋势。从纵向看，2005 年武汉生态补偿直接效率超过 0.9，而其余城市则仅处于 0.4 左右；2010 年，除上海生态补偿直接效率上升幅度较大外，其余城市均出现下降；2015 年，重庆生态补偿直接效率上升至 0.7，缩小了与其他核心城市的差距（武汉仍高出南京 0.338）。分类别看，河流系统生态补偿效率高低排名大致为武汉、上海、南京、重庆，2005、2010 和 2015 年的极差分别为 0.632、0.575 和 0.365；大气系统生态补偿效率具有明显的区分度，其中武汉为第 1 层级，其补偿效率基本保持在 0.8 以上水平，其余城市均处于第 2 层次，除重庆、上海在 2015 年补偿效率略高于 0.5 以外，其余年份均处于 0.5 以下水平（表 3）；土壤系统生态补偿效率总体水平普遍偏低，但差距也相对较小。

重要城市生态补偿直接效率差距有缩小趋势，但各个城市变化幅度的差异化程度较高，如 2015 年黄冈仍比宜宾高出 0.639。根据生态补偿直接效率的变化情况，大致可将 7 个重要城市划分为三个层次，其中宜宾、宜昌为最低层次，表现出直接效率偏低、上升幅度缓慢的特征；镇江、攀枝花为中间层次，出现了较小幅度的升降；最高层次为九江、黄石和黄冈，其在“十一五”期间均有所下降，在“十二五”期间则有极大幅度的提升，总体上升趋势明显（表 3）。深入分析发现，仅攀枝花河流系统的生态补偿效率下降约 11%，其余城市均出现不同程度的上升，其中镇江和黄石分别上升 348%和 103%；大气系统生态补偿效率整体

表现出先降后升的特征，上升幅度显著高于下降幅度；土壤系统生态补偿效率的变化情况较为复杂，也大致呈现出先降后升，但下降幅度却显著高于上升幅度。

第三，长江经济带生态补偿的间接效率显著上升，差异化水平呈倒“U”型变化趋势。总体看，长江经济带主要沿岸城市在2005、2010和2015年的生态补偿间接效率平均值依次为0.38、0.53和0.58，与直接效率的差值已由0.14下降至0.08。此外，长江经济带生态补偿间接效率标准差由0.207上升至0.258后再下降到0.207（表4）。

表4 长江经济带主要沿岸城市生态补偿间接效率

地区 效率	重庆	上海	武汉	南京	宜宾	宜昌	镇江	九江	攀枝 花	黄石	黄冈	平均 值	标准 差	年份
社会补 偿效率	0.201	0.398	0.324	0.415	0.207	0.141	0.627	0.141	0.459	0.362	0.616	0.354	0.164	2005
经济补 偿效率	0.159	0.085	0.591	0.926	0.211	0.180	0.680	0.287	0.612	0.737	0.628	0.463	0.272	
文化补 偿效率	0.179	0.335	0.438	0.375	0.181	0.159	0.450	0.234	0.681	0.301	0.616	0.359	0.167	
间接效 率	0.245	0.345	0.635	0.323	0.143	0.194	0.782	0.129	0.632	0.332	0.424	0.380	0.207	
社会补 偿效率	0.216	0.735	0.964	0.579	0.214	0.209	0.713	0.141	0.673	0.523	0.624	0.508	0.260	2010
经济补 偿效率	0.110	0.221	0.707	0.337	0.150	0.251	0.628	0.206	0.970	0.732	0.673	0.453	0.281	
文化补 偿效率	0.222	0.645	0.698	0.815	0.222	0.170	0.530	0.192	0.723	0.728	0.652	0.509	0.242	
间接效 率	0.245	0.572	0.492	0.669	0.166	0.326	0.888	0.159	0.838	0.814	0.632	0.527	0.258	
社会补 偿效率	0.419	0.407	0.973	0.626	0.174	0.442	0.844	0.632	0.341	0.543	0.636	0.549	0.217	2015
经济补 偿效率	0.346	0.135	0.773	0.492	0.218	0.414	0.829	0.959	0.751	0.735	0.691	0.577	0.257	
文化补 偿效率	0.362	0.803	0.889	0.923	0.219	0.424	0.760	0.741	0.809	0.764	0.712	0.673	0.220	
间接效 率	0.434	0.505	0.955	0.706	0.135	0.499	0.760	0.561	0.423	0.674	0.712	0.579	0.207	

核心城市生态补偿间接效率总体水平偏低，社会、经济、文化三大系统的补偿效率差距逐步扩大。纵向看，2005年，核心城市生态补偿的间接效率均值约为0.387，仅武汉超过0.5；2010年，效率均值上升至0.495，上海、南京有较高幅度的提升；2015年，效率均值为0.63，武汉已达0.955，是重庆的2.2倍（表4）。细分看，在社会系统生态补偿效率方面，核心城市在两个五年规划间先后经历了大幅度上升和小幅度下降阶段，但总体仍表现出明显好转迹象，其中重庆和武汉上升幅度分别为108%和200%；在经济系统生态补偿效率方面，核心城市始终处于较高水平，仅南京的补偿效率下降，其余核心城市均有所上升，重庆的上升幅度更是达118%。值得一提的是，相对于前两者，核心城市的文化系统生态补偿效率一直处于较高层次，2015年分别

是社会、经济系统的 1.23 倍和 1.67 倍。

重要城市生态补偿间接效率大致呈逐年上升趋势,平均上升幅度约为 10%。具体来说,除镇江下降约 2.8%以外,其余城市均出现不同程度的上升,黄石和九江上升幅度更是超过 100%。分阶段看,2005 至 2010 年间,重要城市的生态补偿间接效率出现了较大幅度上升;在 2010 至 2015 年间,镇江、攀枝花、黄石则有较大幅度下滑,但 2015 年镇江生态补偿间接效率仍为宜宾的 5.6 倍(表 4)。此外,长江经济带重要沿岸城市的社会系统生态补偿效率具有以升为主、先升后降以及下降幅度偏大的特征,大多数城市在“十一五”期间出现不同幅度上升,仅宜宾和攀枝花在“十二五”期间有所下降,这导致两者在整个 10 年期间有小幅度下滑;重要城市的经济系统生态补偿效率大致呈上升趋势,其中宜宾、镇江、九江和黄石的先降后升趋势最为明显,攀枝花表现为先升后降,宜昌和黄石则是始终保持上升趋势;文化系统生态补偿效率逐年上升,平均上升幅度为 94%,效率平均值已达 0.63,在长江经济带生态补偿间接效率中表现最佳。

四、结论与启示

本文在清晰界定政府主导型生态补偿、流域生态补偿效率等核心概念,深入分析流域生态补偿效率影响因素的作用机制基础上,运用 AHP-DEA 模型测算长江经济带生态补偿效率,得出以下 3 点重要结论:其一,近 10 年来,长江经济带生态补偿综合效率以约 4.7%的年平均速度上升,但核心城市与重要城市之间,以及两者各自内部城市之间的生态补偿综合效率差异明显;其二,长江经济带生态补偿直接效率呈先降后升、总体上升的“U”型变化趋势,但核心城市间生态补偿直接效率水平,以及重要城市间生态补偿直接效率变化幅度的均等化水平普遍偏低;其三,长江经济带生态补偿间接效率显著上升,但差异化水平却呈倒“U”型变化趋势,核心城市在社会、经济、文化三大系统的补偿效率差距逐年扩大。

由上可知,近年来,政府主导型的长江经济带生态补偿效率有所提高,但仍面临着差异化问题显著的问题。因此,长江经济带在实施生态补偿的过程中,应以“稳增长、缩差距”为主要目标,逐渐清晰政府、市场的角色定位和分工,并根据不同城市、不同补偿阶段提供针对性的生态补偿,具体包括以下三点:其一,建立和完善流域生态补偿的顶层设计,促进跨行政区域的合作机制重构和政策创新,以解决流域生态补偿效率均等化问题;其二,构建流域生态补偿效率评价体系,参照负面清单管理模式选择负向性指标,划定符合流域生态补偿现状的红线,并以间接生态补偿效率为突破口提升发达城市流域生态补偿质量;其三,定期优化流域生态补偿效率评价体系,参照评价结果适时改进生态补偿机制、市场机制在流域生态补偿不同阶段的应用,并以直接生态补偿效率为重点提高欠发达城市生态补偿效率。

[参考文献]:

[1]张应杭. 十九大报告关于生态文明建设的三个创新[N]. 人民日报, 2017-12-6 (10) .

[2]俞海, 任勇. 中国生态补偿: 概念、问题类型与政策路径选择[J]. 中国软科学, 2008, 12 (6) : 7-15.

[3]王清军. 生态补偿主体的法律建构[J]. 中国人口·资源与环境, 2009, 19 (1) : 139-145.

[4]李国平, 李潇, 萧代基. 生态补偿的理论标准与测算方法探讨[J]. 经济学家, 2013, 6 (2) : 42-49.

[5]李云驹, 许建初, 潘剑君. 松华坝流域生态标准和效率研究[J]. 资源科学, 2011, 33 (12) : 2370-2375.

[6]张婕, 王济干, 徐健. 流域生态制研究一基于主体行为分析[M]北京: 科学出版社, 2017: 75-80.

[7]肖金成, 刘通. 长江经济带: 实现生态优先绿色发展的战略对策[J]. 西部论坛, 2017, 27 (1) : 39-42.

[8]王军锋,侯超波,闫勇.政府主导型流域生态补偿机制研究——对子牙河流域生态补偿机制的思考[J].中国人口·资源与环境,2011,21(7):101-106.

[9]冉光和,徐继龙,于法稳.政府主导型的长江流域生态补偿机制研究[J].生态经济,2009,8(10):372-374.

[10]Dai Q W, Zhao X Y. Discussion on Several Key Scientific Issues of Eco-compensation Mechanism in Gannan Tibetan Autonomous Prefecture[J]. Acta Geographica Sinica, 2010, 65(4): 494-506.

[11]李秋萍,李长健.流域水资源生态补偿效率测度研究——以中部地区城市宜昌市为例[J].求索,2015,22(10):34-38.

[12]郝海,踪家峰.系统分析与评价方法[M].北京:经济科学出版社,2007:117-130.

[13]A.Charnes, W.W.Cooper. Foundations of Data Envelopment Analysis for Pareto-koopmans Efficient Empirical Production Functions[J]. Journal of Econometrics, 1985, 30(2): 91-107.

[14]陈军,成金华.中国非可再生能源生产效率评价:基于数据包络分析方法的实证研究[J].经济评论,2007,2(5):65-71.

[15]李双杰,范超.随机前沿分析与数据包络分析方法的评析与比较[J].统计与决策,2009,16(7):25-28.

[16]胡大立,丁帅.低碳经济评价指标体系研究[J].科技进步与对策,2010,27(22):160-164.

[17]张坤民.生态城市评估与指标体系[M].北京:化学工业出版社,2003:79-84.