

DOI: 10.5846/stxb201809252081

靳乐山, 刘晋宏, 孔德帅. 将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的评估分析. 生态学报, 2019, 39(1): - .

Jin L S, Liu J H, Kong D S. Evaluation of the incorporation of gross ecosystem product into performance appraisals for ecological compensation. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(1): - .

将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的评估分析

靳乐山^{1,2,*}, 刘晋宏^{1,2}, 孔德帅^{1,2}

1 中国农业大学人文与发展学院, 北京 100193

2 中国生态补偿政策研究中心, 北京 100193

摘要:随着十八大以来我国生态文明建设进程的加快,生态补偿的实践也在快速推进,在生态补偿机制不断完善的过程中,对生态补偿机制的实施效果进行考核评估是确保机制运行效率的核心问题。对将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的必要性和可行性进行了研究。研究表明:现有的生态补偿绩效考核机制存在一定缺陷,而基于 GEP 的生态补偿绩效考核能够激发受偿主体在生态系统服务供给方面的创新潜力;从与基于生态系统服务产出的其他绩效考核的相容性来看,GEP 对于生态系统服务评估的扭曲程度更低,可以作为县域环境考核的优化指标;从与基于活动类型的绩效考核的相容性来看,将 GEP 纳入生态补偿绩效考核体系并不是简单否定基于活动类型的绩效考核体系的作用。将 GEP 纳入生态补偿绩效考核需要将其与现有绩效考核体系有机结合,它特别适用于生态综合补偿机制下生态补偿绩效考核。

关键词:GEP;生态补偿;绩效考核;贵州省

Evaluation of the incorporation of gross ecosystem product into performance appraisals for ecological compensation

JIN Leshan^{1,2,*}, LIU Jinhong^{1,2}, KONG Deshuai^{1,2}

1 College of Humanities and Development Studies, China Agricultural University, Beijing 100193, China

2 China Eco-compensation Policy Research Center, Beijing 100193, China

Abstract: With the promotion of ecological civilization in China, since the 18th CPC National Congress, eco-compensation practices have advanced rapidly. Evaluation of implementation effectiveness is the core issue to ensure continuous improvement in the efficiency of the eco-compensation mechanism. This study analyzes the necessity and feasibility of incorporating gross ecosystem product (GEP) into the performance appraisal for ecological compensation. The existing performance appraisal mechanisms need to be further improved. The performance appraisal of eco-compensation based on GEP is a direct appraisal based on the output of ecosystem services. An appraisal based on GEP can unlock the innovation potential of subjects that receive compensation from the supply of ecosystem services. GEP has less distortions of the evaluation of ecosystem services, and thus, can be used as an optimization index for county-level environmental appraisals. However, we cannot include GEP in the performance appraisal system of eco-compensation, as this would deny the role of the performance appraisal system based on types of activities. Several policy recommendations are proposed based on these findings, such as organically combining GEP with the existing performance appraisal system, exploring the establishment of comprehensive eco-compensation mechanisms, and reducing the loss of eco-compensation efficiency through the improvement of appraisal and incentive mechanisms

基金项目:亚洲开发银行技术援助项目(ADB TA-9040 PRC)

收稿日期:2018-09-25; 修订日期:2018-12-06

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jinls@cau.edu.cn

Key Words: GEP; ecological compensation; performance appraisal; Guizhou Province

随着十八大以来我国生态文明建设进程的加快,生态补偿的实践也在快速推进。但是我国生态补偿仍然存在重补偿轻考核、补偿资金来源单一、不同领域以及地区实践进展不均衡等问题^[1]。在这些问题中,对生态补偿机制的实施效果进行考核评估是确保机制运行效率的核心问题。

为评价国家重点生态功能区财政转移支付资金对区域生态环境保护的效果,环保部、财政部于 2009 年联合开展国家重点生态功能区县域生态环境质量监测、评价与考核工作,通过对县域生态环境综合评价实现转移支付资金的绩效考核。结合国外生态(或环境)服务付费(Payments for Ecological/Environmental Services, PES)效率的研究^[2-9],我国县域生态环境质量考核指标(Ecological Environmental Quality Indicators, EI)体系至 2011 年开始已经进行了六年时间的探索^[10-15],最开始是 EI 指标体系的构建,构建过程中要遵循生态系统的原理和体现生态功能差异性原则^[16],从评价方法来看县域生态环境质量采用综合指数法进行评价,而转移支付资金使用效果采用县域生态环境质量的动态变化量进行评估^[17]。自 2012 年起,该指标体系用于环保部、财政部每年国家重点生态功能区转移支付资金使用效果评估,根据评估结果,中央财政在当年转移支付资金测算中对相应县域转移支付资金进行调整^[17]。但是 EI 指标体系中只有自然生态指标,没有涵盖生态系统为人类所提供的各种服务并且 EI 指标中各二级指标的权重则具有较强的主观性,这就导致现有的 EI 指标难以有效的评估我国的生态补偿政策的实施,无法完全真实的反映生态系统服务实际状况,这种绩效考核指标造成的扭曲可能导致生态补偿机制的效率降低。合理的生态补偿绩效考核指标体系对生态补偿机制的建立具有重要的意义。

生态系统生产总值(Gross Ecosystem Product, GEP)由欧阳志云和朱春全等提出后得到世界自然保护联盟(International Union for Conservation of Nature, IUCN)的积极倡导。生态系统生产总值与 GDP 相对应,是生态系统为人类福祉和经济社会可持续发展提供的产品与服务价值的总和,包括生产系统产品价值、生态调节服务价值和生态文化服务价值^[18-19]。Mark Eigenraam 等(2012)提出类似的概念,但他们更关注生态系统产品与服务的净流量^[20]。关于 GEP 与国民经济核算的关系,学术界形成了两种主要观点。第一种观点认为, GEP 核算应该与国民经济核算体系相结合,称之为生态 GDP 或绿色 GDP 2.0^[21-24]。第二种观点则认为, GEP 应该是独立于国民经济核算体系的单独指标,专门用以反映生态系统为人类提供的产品和服务的价值^[18, 20]。相对于 EI 指标体系, GEP 应用于生态补偿绩效考核更为合理。

本文对将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的必要性和可行性进行了研究,对 GEP 作为生态补偿绩效考核体系的优缺点和政策相容性进行了分析,并且提出了相应的政策建议。

1 将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的必要性

1.1 现有绩效考核机制需要进一步完善

1.1.1 基于活动类型的生态补偿绩效考核存在的缺陷

根据国际 PES 分析框架,生态补偿的绩效考核可以分为基于环境服务产出的直接考核,以及基于活动类型变化的间接考核,前者也被称为基于产出的考核,后者也被称为基于投入的考核^[25]。在我国目前的生态补偿绩效考核中,森林、草原等领域一般所采用的都是基于活动类型的绩效考核方式,例如草原生态保护补助奖励机制中对牧民减畜情况的监管等。如果农(牧)户是风险厌恶的,则基于活动类型的绩效考核方式可以更好地提升补偿资金利用效率,因为基于生态系统服务供给的考核这时候难以发挥明显作用^[26]。但随着农(牧)户与地方政府之间的信息不对称程度增加,如果要实施基于活动类型的绩效考核机制,则会面临非常高的监督管理成本,导致整个绩效考核的效率降低。基于活动类型的绩效考核,更关注对受偿主体的活动限制,基于生态系统服务供给的绩效考核能够更充分的发挥受偿主体在生态系统管理方面的知识经验,为生态系统服务的供给留下足够的创新空间。(本文中生态补偿绩效考核效率指考核的准确性和方便性。)

1.1.2 基于生态系统服务产出的生态补偿绩效考核的优缺点

我国国家重点生态功能区转移支付以及流域生态补偿机制的绩效考核一般采用的是基于生态系统服务产出的生态绩效考核,这种绩效考核方式不仅可以避免低效率行为的发生,而且为生态系统服务供给提供了较为宽松的空间。

基于生态系统服务产出的生态补偿绩效考核往往以指标代表生态系统供给服务。当某项生态补偿政策所涉及的生态系统服务比较简单时,可以通过设定与生态系统服务之间扭曲程度较小并且高度相关的直接指标用来考核。例如欧美国家的生物多样性保护的 PES 案例中以保护物种的动物数量作为绩效考核的直接依据^[26]。而当某项生态补偿政策所涉及的生态系统服务比较复杂时,则需要构建指标体系来反映该区域的生态系统供给服务。例如在我国的国家重点生态功能区转移支付政策中,就是以县域生态环境质量指数(EI)作为绩效考核的依据。

1.1.3 绩效考核无法分离各项政策的实际影响

在重点生态功能区转移支付、流域生态补偿等领域,其绩效考核的依据是相应的指标体系,补偿主体所能观测的是生态系统服务的供给状况。然而,相对于某单一生态系统的生态补偿,很多区域内的生态补偿不止一种,某一生态补偿的实际效果往往受到其他生态政策的影响。例如在国家重点生态功能区转移支付的绩效考核中,林地、草地面积是重要的考核指标,然而由于林地、草地都有相应的专门的生态补偿政策,因此其覆盖率或质量的提升多大程度上是由于国家重点生态功能区转移支付的直接效果很难准确分离出来。各项生态补偿政策相互叠加和相互作用,使得对单项政策的绩效考核存在困难。

1.1.4 监督管理成本较高,数据准确性存疑

由于存在补偿主体和受偿主体之间的信息不对称,基于活动类型的绩效考核将大幅增加监管成本,需要监管环境服务提供者是否按照合约的规定采取了特定的土地利用方式^[8]。例如现有的草原生态补偿的监督管理制度体系是禁牧和草畜平衡框架下的数量监管体系,主要包括禁牧和草畜平衡责任书制度、各级草原行政主管部门监管制度、草原管护员制度、社会监督制度、草原生态补偿的绩效评价考核制度。其中草原管护员是直接负责监督牧民实际养殖规模的核心环节,但是由于牧区地广人稀,现有草原管护员每人负责的监管面积动辄几十万亩,如果要实现高效率的监管需要投入巨大成本^[27]。相比之下,基于生态系统服务产出的绩效考核一般是以相关的环境监测数据作为主要依据。作为一种直接的激励措施,可以有效的避免信息不对称导致的各种不经济行为,提升生态补偿机制效率。但是从目前国家重点生态功能区转移支付的绩效考核情况来看,相关指数或指标体系的数据来源准确性存在一定问题。一方面,目前各项指标数据一般由县级政府部门提供,虽然省级及国家环保主管部门都会进行核查或者抽查,但是这种“既当运动员又当裁判员”的现象仍然很有可能影响考核数据来源的准确性。另一方面,基层的环境监测部门往往不具备所需要的环境监测能力,尤其是相对贫困的重点生态功能区县的环境监测部门其监测能力难以保障生态补偿绩效考核的数据要求。

1.2 GEP 应用于生态补偿绩效考核的优势

1.2.1 基于 GEP 的直接绩效考核效率更高

GEP 是生态系统为人类提供的产品与服务价值的总和,通过建立国家或区域 GEP 的核算制度,可以评估其森林、草原、荒漠、湿地和海洋等生态系统以及农田、牧场、水产养殖场和城市绿地等人工生态系统的生产总值,来衡量和展示生态系统的状况及其变化^[1]。基于 GEP 进行的生态补偿绩效考核是一种基于生态系统服务产出的直接考核。如上文所述,基于生态系统服务产出的生态补偿绩效考核可以给予受偿主体更为直接的激励,有效解决因为补偿主体与受偿主体之间信息不对称所导致的补偿无效率。此外,基于 GEP 的考核能够激发受偿主体在生态系统服务供给方面的创新潜力,有利于充分运用受偿主体在生态系统管理方面的知识经验,提升补偿资金的使用效率。通过生态系统生产总值的核算还可以认识和了解生态系统的状况以及变化。生态系统生产总值是与国内生产总值平行的核算指标,前者关注的是生态系统的运行状况,后者关注的是经济系统运行的状况。GEP 能够较为直观的反映给生态系统的运行状况,便于受偿主体更为直观地了解生态

环境保护所产生的效益。相较于各类生态环境监测指标所反映出的专业化信息,GEP 所反映出的生态系统服务价值量显然更容易被地方政府及社区民众所接受。

1.2.2 GEP 对生态系统服务指标的扭曲程度较低

基于生态系统服务产出的生态补偿绩效考核中,选择能够全面真实反映生态系统服务状况的指标是关键问题。现有的 EI 指标体系在指标的选取、权重设定等方面不可避免的存在一定的扭曲。相对而言,生态系统服务功能反映的是生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用。关于生态系统服务功能评估的探索已经由来已久,生态系统服务功能的评价模型经历了从静态估算向动态评估转变;研究内容由单项生态系统服务功能价值评估转变为时空动态变化评估的阶段;研究手段由传统技术逐步转变为传统与 GIS、RS、GPS 相结合的方式^[21]。目前生态系统服务功能评估已经形成了较完整的理论和评估方法框架,这为 GEP 核算奠定了良好的理论基础^[28]。生态系统服务的种类划分是 GEP 核算的重要参考,虽然两者所研究的生态系统服务种类有所区别,但总体上的划分方式是一致的。生态系统服务价值的评估技术也是现阶段 GEP 核算的主要方法,以 GEP 作为生态绩效考核的核心指标可以更加真实的反映生态系统服务的实际状况,在一定程度上减少指标扭曲对于生态补偿效率的影响。

1.2.3 基于 GEP 核算的绩效考核成本较低

相对于基于活动类型的监督管理,以 GEP 为核心指标进行生态补偿的绩效考核是基于生态系统服务产出的直接考核。如前文所述,这种生态补偿绩效考核机制可以有效避免信息不对称导致的效率损失。基于 GEP 核算的绩效考核可以在一定程度上减少对受偿主体具体活动类型变化的直接监管,从而能够减少绩效考核的直接成本。即使在某些必须依据活动类型进行监管的领域,以 GEP 为基础的生态补偿绩效考核直接面向区域层面,在重点生态功能区等较小的区域尺度上,具体的活动类型监管权力将被下放至乡镇、社区,有利于提升监管效率。此外,从 GEP 指标本身的核算角度来看,借助于 GIS、RS、GPS 等现代化技术,GEP 核算的基础数据获取更为便捷、准确,实施监测的成本更低。

1.3 贵州省生态补偿绩效考核

在贵州省现有的生态补偿绩效评估办法中,退耕还林、公益林森林生态效益补偿、天然林资源保护工程、三北防护林工程、草原生态保护补奖政策、退牧还草是由政府主导的基于生态补偿活动类型的评价,其考核的主要内容是活动类型的改变,通过建立政策影响之前的基线再结合政策实施后的情况,来衡量项目对条件性、自愿性、额外性的实现程度,从而对政策产生的实际影响进行评价。贵州省退耕还林和退牧还草等因为农(牧)户和地方政府之间的信息不对称,造成林地(草地)监督成本增加,导致绩效考核的效率降低。而贵州省重点生态功能区转移支付是由政府组织的基于生态系统服务产出的评价,其绩效评估是通过使用 EI 指数作为考核指标来衡量其生态系统服务的供给状况,从而评价政策的实际效果,这种考核指标体系一般无法完全真实的反映生态系统服务实际状况,导致生态补偿机制的效率降低。

基于 GEP 进行的生态补偿绩效考核是一种基于生态系统服务产出的直接考核,能有效解决贵州省退耕还林和退牧还草等因为农(牧)户和地方政府之间的信息不对称问题,提升补偿资金的使用效率。其次,以 GEP 作为生态绩效考核的核心指标可以更加真实的反映生态系统服务的实际状况,在一定程度上减少贵州省国家重点生态功能区转移支付指标扭曲对于生态补偿效率的影响。第三,从 GEP 指标本身的核算角度来看,借助于 GIS、RS、GPS 等现代化技术,贵州省 GEP 核算的基础数据获取更为便捷、准确,实施监测的成本更低。

2 将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的可行性

2.1 将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的政策相容性

2.1.1 与基于生态系统服务产出的绩效考核的相容性

国家重点生态功能区转移支付是我国涉及范围最广、资金量最大的生态补偿政策,并且也是典型的基于

生态系统服务产出状况进行绩效考核的政策。国家重点生态功能区县域生态环境质量考核是国家重点生态功能区转移支付绩效考核的核心依据。国家重点生态功能区县域生态环境质量监测评价与考核指标分为技术评价指标和调节指标两部分。技术评价指标由自然生态指标和环境状况指标组成,分为水源涵养、水土保持、防风固沙和生物多样性维护等四类生态功能类型,根据被考核县域所属的生态功能类型选择相应的技术评价指标进行考核。调节指标包括生态环境保护与管理、无人机遥感抽查以及人为因素引发的突发环境事件三部分(表 1),表 1 来源于《国家重点生态功能区县域生态环境质量监测评价与考核指标体系实施细则》。

表 1 国家重点生态功能区县域生态环境质量监测评价与考核指标体系

Table 1 The evaluation and evaluation system of ecological environmental quality monitoring in county area of national key ecological function area

功能类型 Function type	一级指标 Primary indicator	二级指标 Secondary indicators
防风固沙 Wind and sand fixation	自然生态指标	植被覆盖指数
		受保护区域面积所占比例
		林草地覆盖率
		水域湿地覆盖率
		耕地和建设用地比例
		沙化土地面积所占比例
	环境状况指标	主要污染物排放强度
		污染源排放达标率
		Ⅲ类及优于Ⅲ类水质达标率
		优良以上空气质量达标率
		城镇生活污水处理率
		集中式饮用水水源地水质达标率
水土保持 Soil and water conservation	自然生态指标	植被覆盖指数
		受保护区域面积所占比例
		林草地覆盖率
		水域湿地覆盖率
		耕地和建设用地比例
		中度及以上土壤侵蚀面积所占比例
	环境状况指标	主要污染物排放强度
		污染源排放达标率
		Ⅲ类及优于Ⅲ类水质达标率
		优良以上空气质量达标率
		城镇生活污水处理率
		集中式饮用水水源地水质达标率
水源涵养 Water conservation	自然生态指标	水源涵养指数
		林地覆盖率
		草地覆盖率
		水域湿地覆盖率
		耕地和建设用地比例
		受保护区域面积所占比例
	环境状况指标	主要污染物排放强度
		污染源排放达标率
		Ⅲ类及优于Ⅲ类水质达标率
		优良以上空气质量达标率
		城镇生活污水处理率
		集中式饮用水水源地水质达标率

续表

功能类型 Function type	一级指标 Primary indicator	二级指标 Secondary indicators
生物多样性维护 Biodiversity maintenance	自然生态指标	生物丰度指数
		林地覆盖率
		草地覆盖率
		水域湿地覆盖率
		耕地和建设用地比例
	环境状况指标	受保护区域面积所占比例
		主要污染物排放强度
		污染源排放达标率
		Ⅲ类及优于Ⅲ类水质达标率
		优良以上空气质量达标率
调节指标 Adjustment index		城镇生活污水处理率
		集中式饮用水水源地水质达标率
		生态环境保护与管理
		无人机遥感抽查
		人为因素引发的突发环境事件

县域生态环境质量考核指标在设计上有以下几个特点:第一,按照生态系统特征筛选指标,指标包括生态系统主要组成要素,如生物要素、环境要素;同时考虑到人类社会经济活动对生态系统的压力或影响,如主要污染物排放量、建设活动占地面积等指标;第二,由于国家重点生态功能区分为防风固沙、水土保持、水源涵养和生物多样性维护四种功能类型,不同功能类型县域在生态地理条件、产业结构、主要生态环境问题等方面均存在差异,因此 EI 指标体系在自然生态指标设置方面根据不同类型县域的特点进行了差异化的设置;第三,重视绩效评价指标数据的可获得性,较多地使用了行业部门在业务化工作中采集的各类监测数据、统计数据;第四,在绩效评价中淡化生态环境质量现状,注重生态环境质量变化。这是由于人类活动对生态系统长期持续干扰以及生态系统自身演替,在实际操作中难以找到能得到公认的生态环境质量基准,而基于不同时间点的生态环境质量相对动态变化能够指示该段时间内生态环境改善或退化情况,能体现地方政府在生态环境保护方面的成效,符合绩效评估目的^[17]。

如前文所述,GEP 对于生态系统服务评估的扭曲程度更低,可以作为县域环境考核的优化指标:首先,GEP 核算涵盖了生态系统为人类社会所提供的各种服务,相比于 EI 指标体系中的自然生态指标更加全面;其次,GEP 核算通过价值评估实现了各种生态系统服务的加总,相对而言 EI 指标中各二级指标的权重则具有较强的主观性;最后,GEP 核算将生态系统服务价值化,使生态系统服务变得更加直观。从上述角度考虑,GEP 可以成为 EI 指标体系中自然生态指标的合理兼容指标。

为了使 GEP 与基于生态系统服务产出的绩效考核有更好的相容性,GEP 应该借鉴 EI 指标体系:第一,EI 指数在一定程度上突出了不同类型生态功能区的差异性,在 GEP 核算过程中也应该结合不同区域的生态系统特点设置差异性的核算体系;第二,EI 指数“重变化,轻基数”的特点也适用于基于 GEP 的绩效考核,由于生态系统服务的绝对基准难以确定,以 GEP 的动态变化作为绩效考核的依据更加合理;第三,EI 指标中所涉及环境状况指标反映了人类社会经济活动对生态系统的影响,基于 GEP 的绩效考核体系应该借鉴相关指标,作为 GEP 所反映的生态系统服务供给状况的重要补充;第四,EI 指标已经形成了一套相对成熟的“县级自查、省级审核、国家评价”的绩效考核体系,GEP 考核除了可以充分利用“3S”技术获取所需数据之外,还有许多数据需要从各级政府监测部门获得,因此需要合理借鉴 EI 指标考核的相关管理经验。

2.1.2 与基于活动类型的绩效考核的相容性

通过上文对现有生态补偿政策的绩效考核现状的分析可知,当前我国森林、草原等领域的生态补偿政策

绩效考核仍然以对于各种活动类型的监管为基础。将 GEP 纳入生态补偿绩效考核体系并不是简单否定基于活动类型的绩效考核体系的作用。

GEP 与基于活动类型的绩效考核是一种互补的关系,同时基于活动类型的绩效考核所获得数据也能为 GEP 提供数据支撑,基于活动类型的绩效考核往往包括对实施部门的制度建设、资金使用的评价以及对农牧户的土地利用现状的监管等。这种基于活动类型的绩效考核是结合特定生态补偿机制特点设定的,在乡镇或社区对受偿主体监督中发挥了重要作用^[5]。这种基于活动类型的绩效考核在较小区域范围内更加实用,并且能够充分发挥村规民约等非正式制度的作用。因此,建立基于生态系统服务产出的生态补偿绩效考核需要与基于活动类型的绩效考核相结合,例如在县级以上层级采用以 GEP 为核心指标的直接考核机制,并给予县级统筹使用生态补偿资金、创新各种政策机制的自由空间,在实际操作中因地制宜的发挥基于活动类型的监管措施的优越性。

2.2 GEP 核算的理论框架

2.2.1 GEP 核算框架

GEP 的核算,就是对生态系统为人类生存与福祉提供的最终产品与服务的经济价值进行分析和评价。生态系统产品价值、调节服务价值和文化服务价值的总和就是生态系统生产总值,生态系统产品价值属于直接使用价值,调节服务价值和文化服务价值属于间接使用价值。由于如生物多样性等支持功能仅仅支撑了产品提供功能与生态调节功能,而没有直接为人类的福祉做出贡献,并且这些功能的作用已经体现在产品功能与调节功能之中,所以生态系统生产总值核算中不包括支持服务的核算。GEP 的核算框架如图 1 所示,为欧阳志云等^[18]提出的生态系统生产总值核算框架。

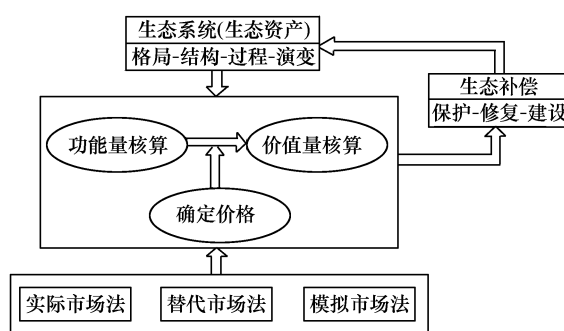


图 1 生态系统生产总值核算框架

Fig.1 Framework of gross ecosystem product accounting

可以用式(1)计算一个地区或国家的生态系统生产总值。

$$GEP = EPV + ERV + ECV \quad (1)$$

式中,GEP 为生态系统生产总值,EPV 为生态系统产品提供价值,ERV 为生态系统调节服务价值,ECV 为生态系统文化服务价值。

2.2.2 GEP 的核算方法

本节将对贵州省 GEP 进行核算,来验证 GEP 纳入生态补偿绩效考核的可行性。贵州省供给服务价值核算中的数据来源于贵州省统计厅《2016 年贵州省统计年鉴》;贵州省调节服务价值核算中使用核心数据为 2015 年中国土地利用现状遥感监测数据库数据,来源于中国科学院资源环境科学数据中心,2015 年数据更新是在 2010 年数据基础上,基于 Landsat 8 遥感影像,通过人工目视解译生成,数据是在 1:10 万比例尺土地利用现状遥感监测数据基础上通过矢量数据栅格化生成的 1 km 栅格数据;贵州省文化价值服务价值核算数据来自于课题组 2016 年 7 月至 8 月在贵州省的实地调研,贵州省 2015 年各景区名录、游客数量、旅游收入均来自于贵州省旅发委,课题组选择黄果树大瀑布景区、草海生态旅游度假区、杉木河景区、云台山旅游景区和野洞河旅游景区进行了问卷调查,发放问卷 634 份,收回有效问卷 620 份(其中黄果树大瀑布景区有效问卷 251 份),问卷有效率为 97.8%。

(1) 供给服务

供给服务是指可为人类直接利用的产品,由于产品具有市场价格,因此要采用市场价格法核算供给服务。本研究采用《2016 年贵州省统计年鉴》中的“农林渔牧业增加值”作为 2015 年贵州省生态系统的供给服务价值,可得 2015 年贵州省生态系统的供给服务价值为 1712.67 亿元。

(2) 调节服务

本研究运用 GIS 等现代化信息处理手段对研究区域的土地覆被数据进行处理,并在此基础上进行建模和计算,以快捷、准确地得到调节服务功能量,运用 2015 年贵州省土地利用类型图为基础来计算贵州省调节服务,一定程度上排除了自然灾害对生态系统的破坏引起的调节服务的变化。根据 2015 年的 LUCC 分类体系,运用 ArcGIS 10.0 软件对贵州省的生态用地情况进行分析。首先采用“重分类”工具对贵州省土地利用类型进行重新划分,划分为森林、草地、农田、湿地、河流(湖泊)和荒漠等 6 类,然后分别对这 6 类土地利用类型进行第二次“重分类”,接着采用“区域分析”工具统计贵州省这 6 类生态用地面积。表 2 是谢高地等提出的不同生态系统单位面积生态服务价值当量表^[29],从表中可以看出生态系统服务划分为供给服务、调节服务、支持服务和文化服务,本研究将生态系统服务当量转化为价值量需要合理确定每个生态系统服务当量因子的经济价值。参照 Costanza 方法的原理将 1hm²农田的每年自然粮食产量的经济价值作为 1 个生态系统服务价值当量因子的经济价值^[28,29]。根据谢高地最新研究成果,2010 年我国标准的生态系统生态服务价值当量因子的经济价值约为 3406.50 元/hm²^[30]。用表 2 中的当量乘以经济价值就得到生态系统服务价值系数 COEF_h。生态系统服务价值的计算公式为:

$$VAL_{total} = \sum (ACR_h \times COEF_h) \quad (2)$$

式中, VAL_{total} 为贵州省生态系统调节服务价值, ACR_h 为贵州省第 h 种土地利用类型的面积, $COEF_h$ 为区县内第 h 种土地利用类型的生态系统调节服务价值系数,本研究中的 $COEF_h$ 是通过表 2 中的当量乘以生态系统服务的经济价值 3406.59 元/hm²得到。计算后可以得到贵州省 2015 年调节服务价值为 7301.22 亿元。

表 2 中国生态系统单位面积生态服务价值当量表^[29]

Table 2 Ecosystem Unit Area Ecological Service Value Equivalents of China

一级类型 Primary type	二级类型 Secondary type	森林 Forest	草地 Grassland	农田 Farmland	湿地 Wetland	河流/湖泊 Rivers/Lakes	荒漠 Desert
供给服务	食物生产	0.33	0.43	1	0.36	0.53	0.02
Supply services	原材料生产	2.98	0.36	0.39	0.24	0.35	0.04
调节服务	气体调节	4.32	1.5	0.72	2.41	0.51	0.06
Regulation services	气候调节	4.07	1.56	0.97	13.55	2.06	0.13
	水文调节	4.09	1.52	0.77	13.44	18.77	0.07
	废物处理	1.72	1.32	1.39	14.4	14.85	0.26
支持服务	保持土壤	4.02	2.24	1.47	1.99	0.41	0.17
Support services	维持生物多样性	4.51	1.87	1.02	3.69	3.43	0.4
文化服务	提供美学景观	2.08	0.87	0.17	4.69	4.44	0.24
Cultural services							
合计 Final total		28.12	11.67	7.9	54.77	45.35	1.39

(3) 文化服务

旅行费用区间法(Travel Cost Interval Analysis, TCIA)和条件价值评估法(Contingent Value Method, CVM)作为生态景观的价值评估使用范围最广泛的两种方法,有着许多相似点。两种方法都是建立在假设条件基础上的非市场评价法;两种方法都以效用价值论和消费者剩余价值理论为理论基础;两种方法的评估结果中都包含了消费者剩余,当市场价格为零时,支付意愿就等于消费者剩余。两种方法有着相似的地方,也存在着许多不同。从方法本身来看,TCIA 属于间接性评估方法,CVM 属于直接性评估方法;TCIA 是替代市场法的代表,CVM 是假想市场法的代表。从评估范围来讲,TCIA 只能评估景观的使用价值,而 CVM 不仅可以评估景观的使用价值,还可以评估景观的选择价值、遗产价值和存在价值等非使用价值。从评估过程来看,TCIA 计算中使用的数据具有客观性,CVM 具有一定的主观性。从准确性来讲,TCIA 所产生的偏差主要源于假设条件,会导致使用需求曲线计算出的消费者剩余存在偏差,而 CVM 产生的偏差是由于假设市场技术,从而引起调查结果与实际支付意愿之间的偏差。由于 TCIA 只能评估黄果树景区的使用价值,不能评估非使用价值,

而 CVM 可以同时评估黄果树景区的使用价值和非使用价值,但是受调查者主观影响较大。所以在本研究中,就运用了 TCIA 与 CVM 分别来评估黄果树景区的使用价值和非使用价值,并加总算出黄果树景区的文化价值,最后对 5 个景区的文化价值运用效益转移法计算出贵州省的文化服务价值。

TCIA 方法首先要计算游客的旅行费用,游客的旅行费用包括游客旅行所花费的直接费用和游玩所花时间的机会成本,直接费用包括游客的交通、食宿和景区周围购物等实际花费的费用,而时间成本是假定游客可以在使用与工作之间进行替代选择,即游客外出游玩将会承担一定机会成本。

游客旅行费用计算公式如下:

$$C = C_{direct} + 1/3 \times D \times Y/30$$

(3)

式中, Y 为受访游客的月收入, D 为游客在黄果树景区游玩的天数, C_{direct} 为游客所花费的直接费用。对于时间成本的估算,则主要是根据游客在黄果树景区游玩的时间和游客的工资率进行估算,根据目前 TCM 相关研究,机会成本折算系数一般使用 1/3。这样就计算出黄果树景区样本游客的旅行费用,接下来要对样本的区间进行划分。

假设有一个总样本数为 N 的游客样本集合,按旅行费用将其分配在对应区间,如 $[C_0, C_1], [C_1, C_2], \dots, [C_i, C_{i+1}], \dots, [C_{n-1}, C_n], [C_n, +\infty]$, 共 $n+1$ 个区间,每个区间的游客数分别为 $N_0, N_1, \dots, N_i, \dots, N_n$, 其中 $N = \sum N_i (0 \leq i \leq n)$ 。假定第 i 个集合的每个游客都愿意在旅行费用为 C_i 时进行一次旅游,则在旅行费用为 C_i 时愿意进行本次游憩的人数为 $M_i = \sum N_j (i \leq j \leq n)$, 令 $Q_i = M_i / N$, Q_i 即为价格为 C_i 时的意愿旅游需求。假设游客具有相同的旅游需求,于是可以认为在价格 C_i 时每个游客进行下一次旅游的概率为 P_i , 令 $Q_i = P_i$, P_i 为游客在价格 C_i 时的出游率。根据假设,可以将黄果树景区游客样本划分为 20 个区间,如表 3,从表中可以看出计算出的游客的旅游需求 Q_i 。

表 3 样本区间分段结果

Table 3 Sample interval segmentation results

旅行费用区间 Travel expenses [C_i, C_{i+1})	区间游客数量 Number of tourists N_i	愿意游憩人数 Willingness to travel M_i	出游率% Travel rate% $P_i / \%$	旅游需求 Travel demand Q_i
[0, 200)	3	251	100.00	1.0000
[200, 400)	32	248	98.80	0.9880
[400, 600)	55	216	86.06	0.8606
[600, 800)	52	161	64.14	0.6414
[800, 1000)	26	109	43.43	0.4343
[1000, 1200)	20	83	33.07	0.3307
[1200, 1400)	15	63	25.10	0.2510
[1400, 1600)	12	48	19.12	0.1912
[1600, 1800)	10	36	14.34	0.1434
[1800, 2000)	6	26	10.36	0.1036
[2000, 2200)	6	20	7.97	0.0797
[2200, 2400)	1	14	5.58	0.0558
[2400, 2600)	0	13	5.18	0.0518
[2600, 2800)	3	13	5.18	0.0518
[2800, 3000)	2	10	3.98	0.0398
[3000, 3200)	3	8	3.19	0.0319
[3200, 3400)	1	5	1.99	0.0199
[3400, 3600)	0	4	1.59	0.0159
[3600, 3800)	0	4	1.59	0.0159
[3800,)	4	4	1.59	0.0159

C_i : 旅行费用 Travel expenses; N_i : 区间游客数量 Number of tourists; M_i : 愿意游憩人数; Willingness to travel; P_i : 出游率 Travel rate; Q_i : 旅游需求 Travel demand

个人意愿需求曲线的模拟。在旅行费用区间划分的基础上,定义 Q_i 是每个游客在价格为 C_i 时的意愿旅游需求对 C_i 和 Q_i 进行回归拟合可以得到游客个人意愿需求曲线 $Q = Q(C)$ 。式中 Q 为游客的旅游需求, C 为旅行费用。运用 Stata 12.0 软件分别采用线性、指数和二次曲线来拟合游客意愿需求曲线,表 4 为不同形式方程回归结果,可见指数形式的意愿需求曲线拟合效果最佳,因此采用该方程作为黄果树景区的游客意愿需求曲线。

表 4 黄果树景区游客意愿需求曲线回归结果

Table 4 Return results of tourists' willingness demand curve in Huangguoshu

模型 Model	回归方程 Regression equation	R^2 值 R^2 value	F 值 F value
线性 Linear	$Q = 0.7332 - 0.0002C$	0.7446	52.48
指数 Exponential	$Q = 1.09966e^{-0.0027C}$	0.9864	1307.45
二次 Quadratic	$Q = 1.0313 - 0.0007C + 1.31 \times 10^{-7}C^2$	0.9670	249.30

Q : 游客的旅游需求 Travel demand; C : 旅行费用 Travel expenses

消费者剩余和使用价值计算。

根据游客需求曲线,可以计算第 i 个区间每位游客的消费者剩余,计算公式为:

$$SCS_i = \int_{C_i}^{\infty} Q(C) dC \quad (4)$$

加总各区间游客的消费者剩余可求出样本游客的总体消费者剩余,计算公式为:

$$SCS = \sum_{i=0}^n N_i \times SCS_i \quad (5)$$

CS 为景观的使用价值,计算公式为:

$$CS = \frac{SCS}{SN} \times TN \quad (6)$$

式中, TN 为某一自然景观游客总量, SN 为该景观样本游客数量。通过计算可以得出黄果树 2015 年使用价值为 8.9 亿元。

基于 CVM 的黄果树景区非使用价值估算。本研究首先需要确定游客是否愿意对自然景观的非使用价值进行支付,如果愿意,则让游客选择问卷上所提供支付金额选项中所能接受的最大值作为其支付意愿 WTP_i ,并取所有愿意支付的游客支付意愿的中间值 WTP_{median} 作为游客的平均支付意愿。从而求出该景观的总体非使用价值,其中 P 为受访游客中具有支付意愿的游客所占比重。计算公式为:

$$WTP_{total} = WTP_{median} \times SN \times P \quad (7)$$

下面运用 CVM 核算黄果树景区的非使用价值。根据问卷调查,251 位受访游客中有 92 位具有支付意愿 (Willingness to pay, WTP),占样本总体的 36.65%。表 5 为黄果树景区游客支付意愿累计频度分布表,其中,相对频度为全部受访游客中具有该水平支付意愿的游客比重,调整频度为愿意支付的游客中具有该水平支付意愿的游客比重。按照支付卡方法的原理,以愿意支付的游客的支付意愿中间值作为平均支付意愿。由表 5 中调整频度的累计频度可以看出,愿意支付的受访游客的支付意愿中值为 60 元, SN 为 237 万人,通过计算非使用价值为 0.52 亿元。黄果树景区的文化价值就是使用价值和非使用价值的加总,为 8.9 亿元。

采用相同的核算方法,可以得到草海生态旅游度假区,杉木河景区,云台山旅游景区和野洞河旅游景区的文化价值,结合贵州省 A 级景区名录,采用效益转移法估算出贵州省 2015 年的文化价值约为 208.46 亿,运用公式(1)可得贵州省的 GEP 为 9222.36 亿元。

表 5 黄果树景区游客支付意愿累计频度分布表

Table 5 Cumulative frequency distribution of visitor's payment intention in Huangguoshu

支付意愿/元 Willingness to pay/yuan	绝对频次/人 Absolute frequency/person	相对频度/% Relative frequency/%	调整频度/% Adjustment frequency/%	累计频度/% Cumulative frequency/%
5	2	0.80	2.17	2.17
10	7	2.79	7.61	9.78
20	9	3.59	9.78	19.57
30	4	1.59	4.35	23.91
40	0	0.00	0.00	23.91
50	20	7.97	21.74	45.65
60	4	1.59	4.35	50.00
100	28	11.16	30.43	80.43
150	1	0.40	1.09	81.52
200	8	3.19	8.70	90.22
300	3	1.20	3.26	93.48
500	6	2.39	6.52	100.00
总计 Total	92	36.65	100.00	

2.3 将 GEP 纳入生态补偿绩效考核所需配套政策

2.3.1 生态综合补偿机制

目前我国政府许多部门都在进行生态补偿探索,并且取得了较大进展。但长期以来各部门的补偿政策欠缺有效的协调,不同部门各自为战的情况导致了我国生态补偿政策的效率仍存在较大提升空间。首先,我国的生态补偿资金存在严重的条块分割,各部门的补偿资金欠缺统筹协调,不同部门的补偿政策可能存在重复补偿或者无法全面覆盖潜在受偿地区的问题,甚至存在补偿政策的相互冲突。其次,由于不同部门的补偿政策欠缺协调,不同补偿政策的补偿标准可能存在较大差异。例如在生态状况相似的区域,由于土地可能归属不同部门管辖,因而进入不同政策的补偿范围,享有不同的补偿标准,可能产生土地承包权所有者对补偿政策的不满。再次,目前各部门的生态补偿主要是基于该部门职责范围,更多地关注相应的生态系统保护状况,很少把生态补偿与脱贫的联系起来。许多政策的补偿标准时按照土地面积设定的,资源禀赋较好的土地经营者很可能获得更多补偿;许多项目扶持式的生态补偿政策则要求农户拥有投资项目的初始资本,导致许多贫困农户被限制在政策门槛之外,难以从生态补偿政策中获益,造成了生态补偿扶贫的困境。最后,目前我国的生态补偿政策普遍存在“重项目、轻绩效”的问题,重视项目的设定和实施,但对于项目具体产生的绩效考核不够充分,或者不同部门各自在考核本部门政策的绩效,由于生态环境改善受到多重因素影响,很难准确衡量各项政策的单独效果。

建立基于 GEP 的生态补偿绩效考核机制,各项生态补偿政策的协调整合将是首要的配套政策。一方面来看,GEP 所评价的是区域内生态系统服务的总体状况,如果各项生态补偿政策作用效果相互叠加或者相互冲突,则无法准确识别各项政策对于生态系统服务产出的作用,进而导致无法实施针对性的激励机制提升生态补偿资金激励效果。另一方面,基于生态系统服务产出的生态补偿绩效考核机制的重要优势在于可以充分发挥受偿主体在生态系统管理方面的经验,激发生态产品供给的创新动力。生态补偿资金的统筹使用显然是保证受偿主体创新空间的基本前提,现有的资金条块分割现状将削减直接激励所产生的创新空间,因此生态综合补偿机制的建立对于强化基于 GEP 的生态补偿绩效考核具有重要意义。

2.3.2 相对绩效考核机制

上下级地方政府在生态环境保护中存在“委托-代理”关系,Holmstrom(1982)指出相较于单一代理人的“委托-代理”情形,多代理人情形更有可能签订接近最优的激励合同,主要原因在于多个代理人在相似环境中承担相同工作任务,在评价他们的绩效时可以通过对产出的横向降低因环境不确定性造成的信息不对称的

程度^[31]。这也为上级政府与多个重点生态功能区县之间的考核激励机制改进提供了一种可能的思路。基于相对绩效的考核激励机制在代理人足够多的情形下可以将其系统风险完全剔除,进而实现激励合同的帕累托改进,降低信息不对称造成的代理成本。而在建立基于 GEP 的区域性生态补偿考核激励机制时,实施相对绩效考核激励的关键在于结合各重点生态功能县的地理位置、生态关联等因素,识别出存在相同系统风险的、具有可比性的区域。虽然这并不能完全剔除某个重点生态功能县所面临的全部系统风险,但仍可以减少激励机制的效率损失。

3 将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的政策建议

3.1 将 GEP 与现有绩效考核体系有机结合

将 GEP 纳入生态补偿绩效考核体系并不是对现有绩效考核体系的简单替代,需要与现有绩效考核体系进行有机结合。对于现有的基于生态系统服务产出的绩效考核,可以进行适当的借鉴与调整。例如县域生态环境质量考核中除了自然生态指标之外,还在环境状况指标中设置了主要污染物排放强度、污染源排放达标率、城镇生活污水处理率等指标。这些指标与 GEP 相比在一定程度上反映了区域环境的不同侧面,在实践中应该进一步探讨如何进行协调应用。此外,县域生态环境质量考核在相关基础数据的监测、报送、审核等方面已经形成了一套相对成熟的体系,为 GEP 考核提供了较为成熟的实践经验。以 GEP 为基础指标构建基于生态系统服务产出的生态补偿绩效评价体系并不是要完全摒弃现有的基于活动类型的绩效评价体系。在针对社区、农户等微观层面的生态补偿绩效评价中,开展生态系统服务评估相对困难,基于土地利用变化等活动类型的监管仍然不可或缺。如图 1 所示,把生态补偿考虑到生态系统生产总值核算框架中,结合 EI 的指标体系,提出 GEP 的核算方法。

3.2 探索建立生态综合补偿机制

生态综合补偿机制是将 GEP 纳入生态补偿绩效考核的重要配套政策。基于 GEP 所建立的基于生态系统服务产出的生态补偿绩效考核机制最终反映的是某一区域范围内的生态系统服务状况,所核算的是生态系统产生的最终产品。现有生态补偿政策框架下,通过 GEP 的核算能够反映出区域生态环境状况,但是难以识别具体政策的影响,这也在一定程度上限制了生态补偿政策的完善与优化。通过构建生态综合补偿机制,协调整合各项生态补偿政策,并将资金使用权下放至地方政府,上级政府部门只负责对地方政府生态保护的最后结果进行考核激励。在生态综合补偿的政策基础之上,以 GEP 为核心的绩效考核体系将有更为明确的目标。

参考文献 (References):

- [1] 孔德帅. 区域生态补偿机制研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2017.
- [2] Wunder S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 2007, 21(1): 48-58.
- [3] Young C E F, Bakker L B D. Payments for ecosystem services from watershed protection: a methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Natureza & Conservação*, 2014, 12(1): 71-78.
- [4] Noordwijk M V, Leimona B, Hoang M H, Jindal R, Villamor G, Vardhan M, Namirembe S, Catacutan D, Kerr J, Minang P, Tomich T. Payments for Environmental Services: Evolution Toward Efficient and Fair Incentives for Multifunctional Landscapes. *Annual Review of Environment & Resources*, 2012, 37(1): 389-420.
- [5] Schomers S, Sattler C, Matzdorf B. An analytical framework for assessing the potential of intermediaries to improve the performance of payments for ecosystem services. *Land Use Policy*, 2015, 42: 58-70.
- [6] Lapeyre R, Pirard R, Leimona B. Payments for environmental services in Indonesia: what if economic signals were lost in translation? *Land Use Policy*, 2015, 46: 283-291.
- [7] Clot S, Grolleau G, Méral P. Payment vs. Compensation for ecosystem services: do words have a voice in the design of environmental conservation programs? *Ecological Economics*, 2017, 135: 299-303.
- [8] Ingram J C, Wilkie D, Clements T, McNab R B, Nelson F, Baur E H, Sachedina H T, Peterson D D, Foley C A H. Evidence of payments for

- ecosystem services as a mechanism for supporting biodiversity conservation and rural livelihoods. *Ecosystem Services*, 2014, 7: 10-21.
- [9] Bétrisey F, Mager C, Rist S. Local views and structural determinants of poverty alleviation through payments for environmental services: Bolivian insights. *World Development Perspectives*, 2016, 1: 6-11.
- [10] 赖力, 黄贤金, 刘伟良. 生态补偿理论、方法研究进展. *生态学报*, 2008, 28(6): 2870-2877.
- [11] 汪锋. 农户利益视角下的四川省退耕还林政策绩效研究[D]. 成都: 四川省社会科学院, 2012.
- [12] 王小龙. 退耕还林: 私人承包与政府规制. *经济研究*, 2004, (4): 107-116.
- [13] 王雨蓉, 龙开胜. 生态补偿对土地利用变化的影响: 表现、因素与机制——文献综述及理论框架. *资源科学*, 2015, 37(9): 1807-1815.
- [14] 孔德帅, 胡振通, 靳乐山. 草原生态补偿机制中的资金分配模式研究——基于内蒙古 34 个嘎查的实证分析. *干旱区资源与环境*, 2016, 30(5): 1-6.
- [15] 胡振通, 柳荻, 靳乐山. 草原生态补偿: 生态绩效、收入影响和政策满意度. *中国人口·资源与环境*, 2016, 26(1): 165-176.
- [16] 安迪. 论县域生态环境质量阶段性考核指标体系的构建. *环境保护*, 2014, 42(12): 51-52.
- [17] 何立环, 刘海江, 李宝林, 王业耀. 国家重点生态功能区县域生态环境质量考核评价指标体系设计与应用实践. *环境保护*, 2014, 42(12): 42-45.
- [18] 欧阳志云, 朱春全, 杨广斌, 徐卫华, 郑华, 张琰, 肖懿. 生态系统生产总值核算: 概念、核算方法与案例研究. *生态学报*, 2013, 33(21): 6747-6761.
- [19] 王德发, 朱建中. 国民经济核算概论. 上海: 上海财经大学出版社, 2006.
- [20] Eigenraam M, Chua J, Hasker J. Land and Ecosystem services: measurement and accounting in practice//Proceedings of 18th Meeting of the London Group on Environmental Accounting. Ottawa, Canada, 2012.
- [21] 马国霞, 赵学涛, 吴琼, 潘韬. 生态系统生产总值核算概念界定和体系构建. *资源科学*, 2015, 37(9): 1709-1715.
- [22] 潘勇军. 基于生态 GDP 核算的生态文明评价体系构建[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2013.
- [23] 周龙. 资源环境经济综合核算与绿色 GDP 的建立[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2010.
- [24] 张颖. 绿色 GDP 核算的理论与方法. 北京: 中国林业出版社, 2004.
- [25] 胡振通. 中国草原生态补偿机制[D]. 北京: 中国农业大学, 2016.
- [26] Zabel A, Roe B. Optimal design of pro-conservation incentives. *Ecological Economics*, 2009, 69(1): 126-134.
- [27] 胡振通, 孔德帅, 靳乐山. 草原生态补偿: 弱监管下的博弈分析. *农业经济问题*, 2016, (1): 95-102.
- [28] 魏同洋. 生态系统服务价值评估技术比较研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2015.
- [29] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. *自然资源学报*, 2008, 23(5): 911-919.
- [30] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. *自然资源学报*, 2015, 30(8): 1243-1254.
- [31] Holmstrom B. Moral hazard in teams. *The Bell Journal of Economics*, 1982, 13(2): 324-340.