

生态补偿支付条件：类型确定及激励、效益判断

王清军

摘要：生态补偿支付条件是生态补偿概念范畴体系的核心要素。根据补偿条件的内容不同，支付条件可分为投入支付和结果支付。投入支付是以生态服务提供者以其投入的土地等自然资源面积、劳动时间等量化指标作为补偿支付的核算基准，结果支付是生态服务者所提供的生态服务结果，并将用指标体系量化的结果实现作为是否补偿及补偿多少的核算基准。投入支付强调一种过程激励，不确定风险由生态服务购买者承担；结果支付更关注期望激励，不确定风险由生态服务提供者承担。投入支付希望从生态服务提供者筛选、监控权合理配置方面实现环境效益和成本效益的双赢，结果支付专注于指标体系建构，避免指数扭曲以实现环境效益与成本效益的协调。两种支付条件的结合有助于消减不确定风险，但会加大环境效益和成本效益的协调难度。中国生态补偿支付条件的制度设计，应从激励和效益两个维度，统筹考量投入支付与结果支付的优势与不足，以便保障生态补偿机制有效运行。

关键词：投入支付；结果支付；激励功能；环境效益；成本效益

中图分类号：D922.604 **文献标识码：**A **文章编号：**1671-0169(2018)03-0056-14

DOI:10.16493/j.cnki.42-1627/c.2018.03.022

生态补偿概念非常强调生态补偿支付条件的设计及完善。所谓生态补偿支付条件（以下简称支付条件），是指在生态补偿概念框架下，生态服务的提供者和受益者单方或双方设置一定条件，并将条件成就（发生或出现）与否作为生态服务提供者获取补偿金的系列规定的总称^①。支付条件与生态补偿概念界定、制度设计关系非常密切，“尽管（生态补偿，笔者加）概念界定并不统一，但将条件性作为概念的一项核心要素已经得到普遍认可”^[1]；“条件性作为生态补偿最重要的一项定义特征，至少在工具设计中应当始终存在”^[2]；“条件性是激励生态服务供给的核心方法，究竟以生态服务物理量还是以生态服务提供者所采取的行动作为条件对项目设计至关重要。”^[3]总之，规范、科学和有序支付条件制度规定能够丰富生态补偿概念内涵和完善生态补偿制度内容，保障生态保护补偿机制的有效运行。但令人遗憾的是，我国实务和理论均缺少对支付条件进行专门研究的足够关切。实践探索方面，从基于林地面积进行森林生态补偿支付、到基于水质水量条件确定流域生态补偿标准核算基准，再到新安江流域生态补偿协议约定的“对赌条件”^②，可以看出，实践中的支付

基金项目：教育部哲学社会科学研究重大课题攻关项目“水生态补偿机制研究”（16JZD015）；国家社科基金项目“我国流域生态补偿标准体系建构与制度设计研究”（13BFX136）

作者简介：王清军，法学博士，华中师范大学法学院教授/中国农村研究院城乡基层法治研究中心研究员（湖北 武汉 430079）

① 本文所指条件，是指生态服务提供者和受益者单方设定或双方约定，以决定补偿金支付与否的将来、客观的事实，可以是行为过程，也可能是行为结果，抑或是两者的结合。

② 详情参见吕明合：《亿元对赌水质：中国首例跨省流域生态补偿破题》，《南方周末》，网址：<http://www.infzm.com/content/70214>，2017年9月最后访问；刘科：《新安江水质亿元对赌三年得失》，<http://www.cqn.com.cn/news/cjpd/969455.html>，2017年11月最后访问。

条件逐渐暴露出随意性、碎片化以及设定对赌条件的合法性、合理性的质疑。实践中存在的上述问题迫切要求对支付条件进行整理，归并及实施规范化制度改进。理论研究方面，学术界往往强调从生态补偿关系主体界定、补偿标准技术核算及补偿方式多元化进行深入探索，以保障生态补偿机制的有效运行。殊不知，缺少了对支付条件的专门研究，生态补偿关系主体之间权利义务不明确局面情况依旧存在，良性互动机制最终难以形成；再者，没有对支付条件的专门化、规范化研究，合理的生态补偿标准和多元化的补偿方式更无从谈起。

本文紧紧立足于各国尤其是我国生态补偿的实践经验，在对支付条件进行规范分类基础上，从激励效应和成本效益两个维度对支付条件的制度设计进行分析、判断、选择和取舍。其中，类型化是支付条件规范化的必要前提，激励和效益判断是支付条件规范化制度设计的基本依据。两者的紧密结合才能对支付条件做出科学、合理的阐释。

一、支付条件的类型确定：投入支付与结果支付

概念分类是正确认识概念的基础。对实践中涉及支付条件的个别事务经由突出的共同特征进行归纳概括，通过自下而上的典型的叙述性概念分类方法^①，我们可以将支付条件分为基于投入的支付条件（以下简称投入支付）和基于结果的支付条件（以下简称结果支付）。

（一）投入支付

所谓投入支付，是指假定土地等自然资源利用类型变化与所提供生态服务之间存在直接因果关系的基础上，根据土地等自然资源所有者或使用者（以下统一称之为生态服务提供者）投入的土地等自然资源面积、劳动时间等其他可以量化的指标体系，而给予其相应生态补偿支付的系列规定的总称。一般来讲，为保障相应生态服务持续足额供给，生态补偿机制往往需要通过引导、改变、调适生态服务提供者土地等自然资源的利用行为，或者禁止、限制一定行为，或者引导、鼓励一定行为。但这种限制或引导需要一个基本前提：土地等自然资源利用类型的变化与相应生态服务供给之间关系必须清晰。一种观点认为，“土地等自然资源用途类型的变化是通过改变生境、改变生物多样性、改变生态系统过程等途径来影响生态服务的供给”^②。但实际情况并不尽然，“大多数生态补偿项目是以不完全信息为特征的，实践者常常根据所提倡的土地等自然资源用途类型变化对生态服务供给产生影响的假设进行决策，例如世界上开展的很多生态补偿项目都假设森林可以提供几乎所有期望的生态服务”^{[4](P7-34)}。基于此种考虑，围绕土地等资源资源利用类型变化代替生态服务，锁定土地等自然资源利用变化中可测量、可复制且易理解的一些投入要素，诸如面积、劳动时间等，并将其作为支付条件逐渐成为各国生态补偿实践的普遍选择。

1. 基于土地等自然资源利用类型变化面积支付。既然假定相应生态服务提供是根据土地等自然资源利用类型变化来实现的，而土地等自然资源最为简便的核算基准就是诸如面积等可以量化的要素，因此，土地等自然资源利用类型变化面积大小就成为一类非常重要的支付条件。以投入土地等自然资源面积大小作为支付条件的案例在各国森林、湿地、农用地等生态补偿实践中比比皆是。较为典型的是，德国农业生态补偿项目中（见表1），无论是采用生态农业的耕作方式的支付核算、生态敏感带附近禁用化肥或农药的补偿支付核算、草场或牧场粗放经营或轮牧等，均可以折

^① 概念分类包括解析性类型化与叙述性类型化两种方法，请参见黄茂荣：《法学方法与现代民法》，中国政法大学出版社2001年版，第434页脚注。

^② 也有一些学者提出，土地等自然资源用途的变化与生态服务供给之间关系尚不明确，这可能会导致一些错误的决策。参见谢高地等：《生态系统服务研究：进展、局限和基本范式》，载《植物生态学报》，2006年第2期。

算成一定土地利用变化的面积作为核算基准。此外，中国的退耕还林（见表2）、退耕还草、退耕还湿等生态补偿政策也都是依据土地等自然资源利用类型面积变化状况进行补偿支付的具体核算。

表1 德国巴伐利亚州农业补偿项目支付条件

具体补偿项目	支付条件（含标准）
整个农场采用生态农业的耕作方式	255~560 欧元/hm ²
有利于环境保护的耕作措施	25 欧元/hm ²
草场的粗放和轮替利用	125 欧元/hm ²
水域岸线与敏感性草带附近禁用化肥和农药	360 欧元/hm ²
退耕还草	500 欧元/hm ²

表2 中国退耕还林补偿政策支付条件

具体补偿项目	支付条件（含标准）	补偿期限
粮食补助	1. 南方：2 250 公斤/hm ² /年	1. 退耕还草 2 年
	2. 北方：1 500 公斤/hm ² /年	2. 退耕还经济林 5 年
	3. 1.4 元/公斤（2004 后）	3. 退耕还生态林 8 年
现金补助	1. 300 元/hm ² /年	同上
种苗和造林费补助	2. 750 元/hm ²	
林种结构补助	1. 生态林面积比例不得低于 80%	
	2. 2 亩或 2 亩以上造林任务	
农业税减免	1. 依据面积相应扣减农业税费	

政策层面之外，基于土地等自然资源利用类型变化面积大小的支付条件也开始出现生态补偿法律制度上面。我国《森林法》建立的森林生态效益补偿制度中，公益林（无论是国家级、省级或其他地方级）主要是根据生态服务提供者所提供的生态公益林面积大小作为补偿支付的核算基准。此外，自然保护区补偿也是按照一定时间内自然保护区的建设面积作为条件；其他诸如一定时期内防止水土流失面积、治理盐碱地面积、治理草原沙化退化面积、封滩育草面积等也是补偿支付的衡量指标。客观地讲，将土地等自然资源利用类型变化面积作为支付条件，最大好处就是可以直接锁定生态服务提供者所能提供的可以简单量化的土地等自然资源的面积等指标，制度制定和实施成本较低，在生态补偿制度或政策实施初期容易获得广泛支持。

2. 基于劳动时间的支付。基于劳动时间的支付，是指以生态服务提供者提供相应生态服务的有效劳动时间作为补偿核算基准的一种支付条件。马克思经典的劳动价值理论认为，不包含人类劳动的生态服务不具有价值。但是，随着社会的发展，需要结合生产商品（提供服务）的具体特性对马克思劳动价值理论进行相应调整。作为人类劳动与自然生产结合产物，生态服务是使用价值与价值的统一体，其使用价值体现在为人类生存和发展所提供的产品服务、调节服务、文化服务和支持服务等各项服务功能^{[5](P2)}，其价值相应也是由维护、改善和提高相应生态服务所需的社会必要劳动时间决定。随着社会经济的快速发展，“在不到一个世纪的时间内，全球由生态过剩到生态稀缺、再到生态危机的急遽转化。”^[6]各项生态服务供给短缺现象逐渐成为常态，各项服务功能之间、同一服务功能不同需求层次之间的竞争冲突空前加剧，或者说，由生态服务总量、结构等多重稀缺引发的供需矛盾逐渐成为世界各国尤其是中国经济社会发展的一种新常态。基于生态服务持续且足额供应的基本考量，人类必须为生态服务的维持、改善和提高等自然再生产过程中投入必要社会劳动，甚至必须放弃一定权利或利益。如此一来，现有的、有用的、潜在的、稀缺的土地等自然资源以及

依附于土地等自然资源且相对独立的相应生态服务等由于加入了人类劳动而呈现一定的价值，其价值量大小也可以通过生态服务维持、改善和提高等再生产过程中投入的社会必要劳动时间来决定。同理，通过一定劳动时间的环境污染治理、生态修复整治，依附于土地等自然资源且相对独立的生态系统也具备相应的产品服务、调节服务、文化服务和支持服务等使用价值，也就是说，基于一定劳动时间的支付基准可以作为一种可以量化和测量的生态补偿支付条件。

迄今为止，尚未有证据明确表明，必要劳动时间与所提供的相应生态服务存在一种必然的因果关系，加之各国基于劳动时间作为支付条件的补偿案例相当罕见，因此，将劳动时间作为支付条件的研究成果和政策规定并不多见。但这并不意味着，基于劳动时间的支付条件专门研究没有必要。

（二）结果支付

所谓结果支付，是指以行为结果为导向的一种支付条件，具体是指通过可测量、可适用的指数设计来量化相应生态服务的实际结果，根据法律或协议约定的目标实现与否，从而给予相应生态补偿支付的条件规定的总称，结果支付也可称为绩效支付或产出支付。与行为支付将可测量、可适用指标体系放在行为过程的不同，结果支付更强调在提供生态服务（行为）的最终结果上建立系列指标体系，至于行为过程状况及投入与否，则在所不问。总结各国生态补偿的实践经验，可以尝试把结果支付划分为基于单一指数（结果）支付、基于多元指数（结果）支付、基于相对评价（结果）支付和基于表现门槛（结果）支付等四类。

1. 基于单一指数支付。所谓基于单一指数支付，是指简单设置一个指数指标来展现生态服务提供者所提供的服务结果。单一指数支付多常见于流域、区域生态补偿政策的发展初期。一般而言，各国倾向于选择生态因子指标和污染因子指标^①两大指标体系中任一特征指标因子来表征生态服务提供者所提供的生态服务结果，其中，生态因子指标主要指向正外部性生态服务的表征，它一般可以通过流域森林覆盖、流域生物多样性等指数指标构成，而污染因子指标则是反映流域水功能区、水环境功能区纳污数量的表征，主要通过系列水质指标体系构成^②。单一指数支付就是在上述正指标或负指标中选取任意单一指数指标作为支付条件。实践中较为典型的就有单因子水质法和单一生态因子指标法。因为单一指数支付相对简单，它在解决不同区域、流域生态补偿某一突出问题时被经常反复使用^③。主要理由在于，除了核算上便利外，它能够紧紧围绕区域、流域环境破坏、环境污染等任一方面急需解决的突出问题，在有效降低生态补偿政策实施阻却性的同时，利用较低的成本等优势，聚拢或整合各种资源，为其他更为复杂问题的规范化、法治化解决提供可供检验的“社会实验”路径。当然，这种支付条件弊端也是显而易见的，就是在复杂性问题解决中，经常“挂一漏万”，在集中优势资源解决突出问题的同时，却对其他潜伏甚至更为严重的问题采用了选择性忽略，甚至在一定程度上又催生其他环境问题的出现，故单一指数支付难以因应一些高度复杂的跨区域、流域生态环境问题。

2. 基于多元指数支付。基于多元指数支付则契合了流域、区域生态环境问题的复杂性、多元性和多层次性。与单一指数支付相比，它更加注重从多维视角来描述生态服务提供者的（行为）结果。结合多元指数内部结构安排不同，可将其再细分为两类：（1）简单多元指数。它是指选取两个

^① 基于行文的方便，我们可以将生态因子指标称为正指标，污染因子指标称负指标。需要指出的是，所谓的正指标或负指标不带有任何法律政策或情感意义上的价值评价问题。

^② 依据《地表水水环境质量标准》(GB3838—2002)规定，河流水质评价项目分为必评、选评、参评3个级别。其中，必评项目包括溶解氧、高锰酸盐指数、化学需氧量、氨氮、挥发酚和砷等6项；选评项目包括五日生化需氧量、氟化物、氰化物、汞、铜、铅、锌、镉、铬(六价)、总磷、石油类等11项；参评项目包括PH值、水温和总硬度3项。

^③ 比如，浙江早期把森林覆盖率作为主要指标进行纵向生态转移支付。辽宁流域生态补偿仅设置化学需氧量一个指标体系(赶潮断面设置了高锰酸钾指数)。

以上(含两个)正指标或负指标作为支付条件,因所选取指标具有质的同一性、结构上单一性和可累加性,故称之为简单多元指数。流域、区域生态补偿实践中,简单多元指数的条件设置能够决定补偿标准核算基准及相应补偿费用多少,甚至也能引发生态补偿关系主体法律身份的互换,故建立相应的多元指数监测实体程序规则显得非常重要。但简单的多元指数存在一些弊端:第一,实践中多从水资源物理化学属性进行跨界水质判断,继而依循简单多元负指标体系来建立支付核算基准,最终导致生态补偿实践逐渐偏离制度固有功能。众所周知,若仅从反映“水质状况”的负指标体系建立支付条件而排除“岸上”森林覆盖率等正指标体系,似乎仍在走一条“头痛医头、脚痛医脚”的老路;第二,很多流域水生态破坏、水环境污染尤其是水质恶化原因复杂,一些反映水质状况的主要水污染物负指标数量激增与水质状况整体恶化内在机理需要进行长期深入研究,也就是说,仅凭几个特征性负指标指数的变化状况并不能有效表明流域水质状况的恶化或好转。这意味着,以负指标为主的简单多元指数存在着视角狭隘及内部结构不均衡等问题。(2)复合多元指数。复合多元指数并不是单一指数的简单相加,而是立足于流域生态系统整体视野下,结合流域历史状况、现实特征和未来发展趋势,综合设置异质性、复合性和多功能的指数指标体系。复合多元指数,不仅要表征流域水资源物理属性、化学属性,也要兼顾水资源生物属性及相互之间的复合性;不仅要反映流域水资源多维属性,也要考虑水域岸线土地等自然资源属性;不仅要考察流域不同行政地区水资源权属状况(包括水资源和水域岸线资源)和生态区位等要素,也要整理和挖掘流域经济、人口和社会发展状况、环境意识以及法律等状况等。在多元指数基础上,陆续出现了各种类型的修正多元指数,包括水量分摊系数、水质修正系数和效益修正系数、同比改善系数等。^①修正的多元指数也开始被运用到生态补偿制度规定、实践之中,比如德国,要求在采用修正多元指数时,需要考虑以下几点:一是指标对生态情况反映的精度;二是降低所需要利用数据的难度和复杂度;三是宪法法律条款的限制,德国宪法要求指标具有抽象性,通用性,不能够受到转移支付接受地区的影响^②。我国流域生态补偿实践中,也对多元指数进行了不懈探索,尤以广东、浙江、福建、江西^③等省最为突出。其中,广东、广西两省签署的《九洲江流域水环境补偿协议》采用了多因子叠加且结构多元的复合多元指数^④。

3. 基于表现门槛的支付。基于表现门槛的支付,是指在流域上下游地区跨界断面设置容易量化的指数指标,并将其作为补偿支付的门槛,若所提供生态服务高于(等于)这个门槛,其就有权获得相应生态补偿费用(或互不补偿),一旦低于这个门槛,就需对另外一方进行补偿。至于是否采用相

^① 详情可参见刘玉龙等:《流域生态补偿标准计算模型研究》,载《中国水利》2006年第22期;胡小华等:《东江源省际生态补偿模型构建探讨》,载《安徽农业科学》2011年第15期;王彤等:《水库流域生态补偿标准测算体系研究——以大伙房水库流域为例》,载《生态环境学报》2010年第6期;刘桂环等:《关于推进流域上下游横向生态保护补偿机制的思考》,载《环境保护》2016年第13期。

^② 德国财政转移支付依据的生态指标需要通过立法机关的批准。参见杨谨夫:《我国生态补偿的财政政策研究》,财政部财政科学研究所2015年博士论文,第78—80页。

^③ 《广东省生态保护补偿办法》(2012)将转移支付分为基础补偿和激励补偿两部分,各占50%,基础补偿根据类别系数和调整系数核算;奖励补偿选择了15项生态因子指标体系。《浙江省环境保护专项资金管理办法》(2015)转移支付的核算基准主要是:生态因子指标(权重为8%),污染因子指标(权重为82%),管理因子指标(权重为5%),其他因子指标(权重为5%)。《福建省重点流域生态补偿办法》(2015)设置了结构复合的多元指标支付条件:第一,生态因子指标。包括水环境综合评分因素占70%权重;森林生态因素占20%权重;用水总量控制因素占10%权重。第二,上下游地区补偿系数指标。《江西省流域生态补偿办法(试行)》(2015)将流域生态补偿指标分为三类:第一,水污染因子指标占70%权重;第二,森林生态因子指标占20%权重;第三,水资源管理因子指标占10%权重。

^④ 《九洲江流域水环境补偿协议》(2016)明确指出,第一,以地表水标准PH值、高锰酸盐指数、氨氮、总磷、五日生化需氧量5项。第二,跨省界断面年均值达到Ⅲ类水质,其中2015年、2016年、2017年水质达标率分别达到60%、80%、100%。

同补偿标准，则在所不问。基于表现门槛的支付虽然设计简单，并在实践中广泛存在，其在学理研究中主要存在两个较大争议：（1）设置对赌性支付门槛条件的法律属性。肇始于2011年签署《安徽省人民政府与浙江省人民政府关于新安江流域水环境补偿的协议（征求意见稿）》所设立的对赌性支付门槛条件^①为发端，类似做法陆续出现在汀江—韩江、东江、九洲江等诸多省际流域生态补偿协议文本（以下统称“补偿协议”）中。就此，一种观点认为，补偿协议所设支付门槛条件就是附条件合同^②。另外一种观点认为，这实际上是一种射幸合同^③。我们认为，上述所涉争议主要聚焦于对所设定门槛条件的法律性质认定。实际上，流域生态补偿协议等所设定的门槛支付条件就是一种射幸条件。主要理由在于：第一，补偿协议所设对赌性支付门槛条件，是流域上下游地区省级人民政府之间双方经过多轮博弈，共同协定的产物，具有未来性、可能性、不确定性等诸多特质，虽然它与附生效条件合同中所附条件具有一定相似性，但仍然存在本质性差别：首先，附生效条件合同中所附条件并非合同标的，只是把条件的成就（发生或出现）与否作为民事法律行为效力发生或终止的根据。所附条件必须具备客观不确定、任意性、合法性等诸多要求^{[7](P199)}。“条件者，指法律行为效力的发生或消灭，系于将来成否客观上不确定事实，为当事人对其意思表示效力所附加的限制，构成意思表示（法律行为）的一部。”^{[8](P124-425)}但门槛条件本身却是补偿协议的主要内容之一；其次，附延缓条件合同效力的发生取决于所附条件的成就，附条件成就时合同开始生效。附解除条件，是待条件成就时，合同效力即告解除。而流域生态补偿协议所设的对赌性门槛支付条件通常在成立之时即已经生效，条件成就时不仅确定支付主体，而且要确定支付数额多少，并不影响流域生态补偿协议的成立或效力有否。第二，流域生态补偿协议所设定的对赌性支付门槛条件符合射幸合同的一般特征：一是即便已经有了明确的支付门槛，但未来能否实现门槛条件却存在高度的不确定性。负有治理义务的流域上游地区即便客观上做出了积极的努力，但受制于诸多不确定因素影响，仍然不一定能够达到支付门槛^④。二是当事人权益（收入与支出）具有强烈的不对等性。排除上级政府的财政投入，即便上游地区做出了诸多努力，可能仍然不能避免补偿下游地区的情形发生，相反，下游地区只有金钱支出或得到的可能性，却无其他相应的义务安排。（2）能否以Ⅲ类水质作为流域生态补偿的支付门槛^⑤一种观点^⑥认为，将Ⅲ类水质作为门槛支付条件符合中国现状。一种观点^⑦认为，不宜将Ⅲ类水质作为补偿支付的门槛基准。我们认为，尽管双方存在尖锐对立，但争议焦点是，能否以Ⅲ类水质作为支付门槛而非是否需要建立支付门槛。从流域生态补偿实践来看，建立流域跨界断面的门槛条件具有一定必要性。主

① 按照协议约定，三年后，若水质好于确定的支付门槛，浙江省将补偿资金拨付给安徽省1亿元；若水质超过确定的支付门槛，则安徽省将补偿资金拨付给浙江省1亿元，若水质等于支付门槛，则双方互不补偿。参见《亿元对赌水质——中国首例跨省流域生态补偿破题》，详情请参见《南方周末》，网址：<http://www.infzm.com/content/70214>，2017年3月最后访问。

② 附条件合同是附条件的民事法律行为的一种，它是指以条件的成就或者具备使民事法律行为生效或失效为特征的民事法律行为。其中的条件是指决定民事法律行为生效或失效的事实，是行为人意思表示的一部分。其中条件的成就是指符合意思表示的事实的实现或者具备。参见马俊驹等：《民法原论》，法律出版社2007年版，第198页。

③ 详情参见柯坚等：《跨行政区环境治理的对赌性契约——以“新安江协议”为背景的分析和探讨》，载《清华法治论衡》2014年卷。

④ 新安江流域生态补偿协议中，专门设置了设置水质稳定系数为0.89，以降低流域上游地区流域治理努力后的不确定性因素。

⑤ 一些学者提出将Ⅳ水质作为流域生态补偿支付条件。参见李飞：《我国流域生态补偿体系构建的理论框架与基本思路》，载《中国社会经济发展战略新视野》2015年第1期。实践中，也有一些地方是将Ⅱ类水作为补偿的设定门槛条件，参见《贵州赤水河流域水污染防治生态补偿暂行办法》（2014年）。

⑥ 参见杜群等：《论流域生态补偿“共同但有差别”的责任——基于水质目标的法律分析》，载《中国地质大学学报》（社会科学版）2014年第1期。严厚福：《流域生态补偿机制的合力构建》，载《南京工业大学学报》（社会科学版）2015年第2期。

⑦ 参见谢玲等：《责任分配抑或权利确认：流域生态补偿适用条件之辨析》，载《中国人口·资源与环境》2016年第10期。

要理由在于：第一，任何生态补偿均需要设计支付条件，且支付条件应是制度建构的核心要素。至于采用投入支付或者结果支付，采用多元指数支付或者设定支付门槛，以Ⅲ类水质作为支付门槛或者其他水质结果作为支付门槛，则应由流域上下游地区结合流域状况协商确定，因为流域生态补偿本质上仍然属于流域上下游地区自身事务，最终需要在流域上下游地区责、权、利明确的基础上的持续探索；第二，鉴于我国目前经济社会和流域现状，采用基于表现门槛的支付条件较为妥当，较为契合我国目前流域管理与地域管理相结合的实际。通过支付门槛设定，可以有效厘清流域上下游地区各级政府经济责任和法律责任。需要注意的是，基于表现门槛的支付只是厘清了流域上下游地区政府在流域水环境生态补偿的法律责任，至于政治责任或其他方面责任追究，则不属于本命题讨论范围，实践中将补偿责任与政治责任相互连带容易造成生态补偿制度的功能异化；第三，至于是否能以Ⅲ类水质作为全国普遍性的补偿支付门槛，则不能一概而论。因为我国七大流域经济社会发展状况各不相同，流域生态保护和污染治理各异。是否以Ⅲ类水质或其他类水质作为支付门槛，应依据现行法律法规、具体流域状况和补偿关系主体进行具体约定^①。但无论作何约定，不得违反“不得恶化环境”的基本理念；第四，即便是以Ⅲ类水质作为补偿标准支付门槛，但这并不意味着上游地区或者下游地区在超越门槛时，实施同样支付标准。这是因为生态补偿通常是以正向激励为主导功能，它所关注的更多是流域生态服务的持续足额供给。因此，在“共同但有区别的责任原则”指导下，即便上游地区超越门槛，其应补偿下游地区的标准应低于上游地区在门槛范围内，依法或依约获得下游地区的补偿标准。

4. 基于相对评价的支付。所谓基于相对评价的支付，是指以生态服务提供者行为及结果的表现状况（包括生态保护行为、生态建设行为以及所提出的补偿数量要求）优异与否（通过量化）而对其实施相应生态补偿的一种支付条件。在生态服务提供者众多情况下，基于补偿效率的要求，那些对产生生态服务“额外性”^②贡献最大且受偿意愿最低的生态服务提供者应该成为相对评价中表现优异的一方，从而获得相应补偿费用。显然，若依照表现优异的一方确定为对环境额外性贡献最大来确定流域生态服务提供者，就需要设计一整套相对科学的监测或评价系统对不同类别流域生态服务提供者进行比较，从而筛选出对做出最大贡献的生态服务提供者。可见，基于相对评价的支付要求做出筛选的一方除了有完整的监测评估系统作为技术支撑外，仍然需要完备的法律规则体系作为制度保障，若没有健全、公开的程序性规则和严格的法律责任机制，基于相对评价的支付可能会沦为一种“数字”和金钱的游戏。从补偿公平追求来看，将行为或结果表现优异的生态保护者确定为受偿主体尽管在一定程度上体现了“奖优”，但不可避免也有相应的消极后果：（1）表现优异的生态保护者自愿参与与否。衡量一个生态补偿政策的主要判断依据就是“自愿”与否：一是表现优异的生态服务提供者是否都自愿参与；二是他们是否自愿在一定的参与规则下进行比较；三是评价结果能否得到自愿履行。但在这种看似自愿参与、自愿比较的背后，存在贫穷地区或穷人因为他们的经济社会发展状况而不能拒绝接受补偿的情况。（2）容易引发一定的生产性锁定或发展性锁定。流域上游地区由于地理位置等诸多原因，无论是产业发展或者土地利用，总体来讲，机会成本较低，这样导致生态服务提供责任不相称地落在贫穷地区或穷人身上，使得他们选择代替土地利用或产业选择的自由度非常低，只能以相对较低的价格专门从事生态服务的供给。对于贫困地区来讲，就会形成一种事实上的发展性锁定；对于相关穷人来讲，也会形成一种事实上的生产性锁定，从而造成经济利益和环境利益的严重失衡。

^① 有专家提出，应将省流域的面积、流量、水质三要素作为设定的门槛。参见田义文等：《跨省流域生态补偿：从合作困境走向责任共担》，载《环境保护》2012年第15期。

^② 所谓“额外性”是指实施流域生态补偿制度后新增加的流域生态服务量，它通常作为流域生态补偿效率的指示器。

二、支付条件的激励功能：激励对象与激励方式

“无论从哪个角度出发，生态补偿都强调了以激励换取生态服务提供这一核心内涵。”^[9]生态补偿的首要目的就是通过提供一种激励机制，诱导当事人采取从社会角度来看最优的一种行动。制度完善的这一要求势必反映到对支付条件的政策设计，因此，在支付条件类型化基础上，围绕能否、怎样产生激励，尤其是在激励对象和激励方式等激励要素方面审视投入支付和结果支付各自在制度设计上存在的优势或弊端，以便能够及时纠偏，实现生态补偿制度的激励功能。

（一）激励对象的选择

我们通常所说的激励对象是指激励“行动或思考时作为目标的人或事物”，其“与主体相对，是指主体的意志和行为所指向、影响、作用的对象”^{[10](P105)}。由于生态补偿自身所固有的性质复杂性、机制多元性和结构多层次样态，形成一种独特的二元结构，即在一个相对独立的范畴体系内，具体激励对象和激励效果作用点相对独立，也就是说，生态补偿的激励对象和激励效果作用点往往并不是同一的。生态补偿的激励对象，具体是指由于环境公共利益需要或提供相应生态服务的客观要求，需要对特定人、特定范畴的人的财产权益和发展权益实施限制，上述限制造成特定人（自然人）、特定范畴的人（集体组织、法人、基层政府等）遭受牺牲，基于公平负担的基本要求，需要对上述受到限制的特定人或特定范畴的人实施补偿。但激励效果作用点往往是一个个具体的自然人，对于特定人遭受限制而实施的补偿而言，具体激励对象和激励效果作用点是同一的，但是对于特定范畴的人而言，激励对象和激励效果作用点往往是相对分离的，需要在激励对象和激励效果作用点之间进行补偿利益的重新分配。无论投入支付和结果支付，在激励对象与激励效果作用点选择方面均存在细微差异，如何正确处理它们在激励对象中的二元结构差异就成为生态补偿法律政策制定的一个难点。

投入支付无论是基于土地等自然资源面积，抑或基于社会劳动时间，强调对生态服务提供者提供相应生态服务的一种过程激励^①。这种激励的特点在于，抓住提供生态服务过程中投入的可以量化的环节或要素（如土地变化面积、专门劳动时间等），通过一定的技术手段和法律程序进行相应的固化。只要提供了一定数量（如面积）土地利用类型变化、付出了相应的劳动时间或合同约定的义务履行状况，即可获得相应补偿，至于所提供的生态服务结果如何，能否带来相应生态服务，均可以在所不问。投入支付这种过程激励的制度设计，必须正视激励对象（集体组织、法人）与激励效果作用点（自然人）可能发生的二元结构分离状况，相应的制度设计需要在考虑二元结构相对分离基础上，在激励对象和激励效果作用点之间进行合理的补偿利益二次分配，否则就会出现激励效果不彰境况。以我国生态公益林补偿制度为例，受制于集体林权制度改革和降低制度实施成本等因素，主要围绕激励效果作用点进行补偿条件的制度设计，即过于强调对集体林权主体（林地承包经营者和林木所有者）实施补偿（尽管补偿标准偏低），客观上，无疑造成了对激励对象—农村基层组织（包集体经济组织等集体林权的所有者）、农村基层管理组织的利益诉求的选择性忽略。加之激励效果作用点数量众多，无法对其提供的土地等自然资源利用类型变化状况进行一一审核。即便进行了审核，审核主体单一、方法简单、指标单一和审核频次过长等严重影响激励功能的发挥。更为重要的是，既然它无需考察生态服务提供者最终提供了多少量化的生态服务，这样，生态服务是否提供的不确定性风险则完全由生态服务受益者（生态服务购买者）自己承担，迫使“生态服务购买者必须就目标服务数量的投入需求做出预测，从投入成本异质的潜在提供者中选择出最有助于

^① 本文所指的过程激励，是指以引导生态服务提供者心理期望入手，以提高生态服务提供者的积极性为目的，属于过程控制的一种支付条件。

生态补偿计划实现低成本高收益的服务提供者”^[11]。为有效克服偏重激励效果作用点之现状，投入支付政策设计中，应“鼓励有影响力的地方组织机构参与，有利于增强内生激励，提升补偿计划的可持续性”^[12]。一些学者和实践探索开始注意到投入支付条件设计中存在激励对象和激励效果作用点相对分离的弊端，提出了将激励对象和激励效果作用点有机结合的两阶段补偿方法，“即首先对社区或地区进行补偿，以激励集体形成积极的态度和行为，然后再通过市场机制对个人提供进一步的激励”^[13]。其中，对社区或集体经济组织根据公益林总面积折合一定比例后，提供政策、教育等非现金补偿方式，另一方面，根据投入土地等自然资源面积大小对个人提供现金补偿。

结果支付这种以量化结果为导向的支付评价为生态服务提供者建立了一种直接激励，能够充分发掘生态服务提供者主观能动性，催生他们充分利用生态文化知识和地方经验，为生态服务提供者变革、创新和发展补偿支付条件多样性提供动力。“由于生态服务提供者最终所获得补偿资金取决于相应生态环境指标的结果状况，能够激励其采取相应的措施以达到考核要求，避免信息隐藏等低效率行为的发生。此外，基于生态系统服务产出的生态补偿绩效考核为生态服务提供者的生态系统服务供给提供了足够的创新空间。”^[14]显然，与投入支付激励效应相比，结果支付彰显了生态服务提供者的主体地位。但结果支付，无论是多元指数支付或者基于门槛的支付，也存在未能有效处理好激励对象和激励效果作用点二元结构相对分离而出现的利益分配不合理状况。但与投入支付刚好相反，结果支付把激励着眼点全部停留在激励对象上，也就是过于对激励对象——尤其是做出特别牺牲的流域上下游地区利益代表（各级政府）进行补偿，更强调补偿资金主要用于流域生态环境治理。客观上讲，在流域生态补偿机制中，将激励对象定位于上下游地区政府，有利于纯化补偿利益关系，有利于降低制度实施成本。但同时，这种制度设计却忽略了对流域生态服务提供做出实际贡献的自然人——激励效果作用点进行补偿，具体而言，包括对各级政府内部专司生态补偿的具体公务人员实施激励性补偿，以满足他们对权力、成就与责任感等方面的高层次需要；对因提供生态服务而需要对土地等自然资源财产权益受到限制的生态服务提供者实施基础性补偿激励，满足其对利益、成就或责任感的客观需要。对于前者，应置于“职权—职责”的行政奖励法律框架内建立相应激励机制，对于后者，应置于“权利—利益”的生态保护国家补偿框架内建立利益分配机制。申言之，结果支付条件设计中，生态补偿的激励并不能仅仅止步于激励对象的选择，而是要继续延长激励效应的链条，通过赋予更大权责或更多利益，将激励效应传导至为切实生态服务提供做出实际贡献的每一个具体的自然人身上。

（二）激励方式的选择

一般来讲，激励方式主要是指激励机制作用于激励对象的途径，主要包括公平激励、期望激励以及目标激励等^[15]。由于运行方向、运行逻辑上等方面存在不同，导致投入支付和结果支付在激励方式选择方面也存在较大差异，这些差异可能会加大或减弱激励效应。未来生态制度设计应正视这种状况，以便更好实施优化选择策略，切实实现补偿的激励效应。毋庸讳言，公平正义是生态补偿制度的基本价值追求，而且这种公平正义理念需要在支付条件等制度设计中得到具体体现。投入支付是根据投入的土地等自然资源利用类型状况或劳动时间等过程性因素来确定补偿标准的核算（产出），投入越多，获得的补偿就越多；投入越少，获得的补偿就越少。因此可以说，在激励方式选择上，投入支付实际上是彰显了一种公平激励。这种公平激励最直观的体现，就是它为生态服务提供者提供了一种公平感。由此观之，投入支付满足了生态服务提供者一定的公平感，从而激励其从事生态服务供给。再者，投入支付的公平效应还体现在通过向贫困人群发放补偿支付而有效地扮演了政府减贫工具的角色^[16]。通常情况下，贫困程度与所要求的补偿相反，如果按照投入要素，包括土地和劳动时间来确定补偿核算，那么穷人就会成为生态补偿的真正受益人，从而体现生态补偿的公平激励。但在投入支付中，无论是公平感的获得，抑或所催生的减贫公平性激励，均需要相

应的制度支撑。首先需要明确土地等自然资源的产权状况。一切人类社会的一切社会制度，都可以被放置在产权（或权利）分析的框架中加以分析。只有明确土地等自然资源产权状况、生态区位及其他特征，就可以明晰生态服务提供者及应该获得的投入量及应获得的补偿量；此外，基于面积或劳动时间的核算程序的公开、公正；一定的监控体系保障土地等自然资源符合提供相应生态服务的状况；借助具体的生态补偿协议来实现对土地等自然资源财产权限制的具体措施，避免出现不正当激励^①。

结果支付中，无论是基于指数支付和基于表现门槛支付等，都强调的是一种期望或目标激励。这是因为这种条件设计不关注行为过程，而更强调行为的结果，但这种结果需要借助一定的量化指标完成。由于生态服务结果是人类土地等自然资源利用行为与其他环境因素共同作用的结果，故所采取的量化指标体系很难完全表述目标生态服务结果，加之达成相应生态服务结果的量化指标多样化，容易造成生态服务提供者在努力完成量化指标的同时逐渐偏离相应生态服务的结果。其中，与多元指数相比，单一指数和门槛支付容易达至相应结果，但存在期望激励边际效应逐渐递减的痼疾。复合或修正的多元指数企图纠正指标体系偏离目标生态服务的风险，但多元指数自身的复杂性却加重了期望激励实现的难度。为充分发挥结果支付达至期望激励，结果支付在指数指标选择方面需要考虑以下因素：（1）如何考虑降低生态服务生产过程中的风险和干扰，避免对生态服务提供者产生次优激励。可行的方法就是结合不同领域、不同流域的生态状况，针对一些不可抗力，或者明确一定的排除因素，或者设置一定的风险指数，从而有效降低生态服务提供者在提供生态服务过程中所产生的风险；（2）围绕目标生态服务优化指数指标选择，防治指数选择的扭曲。“如果找不到足够的能合理识别风险和扭曲程度的服务表现指数，就不可能建立有效的激励合约。可量化、透明性、易理解性等指数选择标准虽然可能有效达至最终结果，但忽视了生态服务生产过程中不确定的风险以及扭曲程度，应当将所有可能影响计划参与者决策的相关社会经济文化因素纳入考虑范围，只有这样，才能更好地预期参与者对激励机制的反应。”^[14]申言之，为充分实现结果支付的目标激励效能，指数指标的设计应充分考虑指标背后所承载的环境效益、社会效益和经济效益的有机结合。

三、支付条件的效益判断：环境效益与成本效益

尽管激励效应是生态补偿机制的主要功能，但并不妨碍对生态补偿机制所产生的环境效益和成本效益进行总体判断，这种判断也需要具体落实到支付条件的政策设计上面。“效率是生态补偿计划实施必须考虑的基本问题之一，也是生态补偿计划可持续的内在要求，对于存在预算硬约束而生态环境保护又面临迫切需求的发展中国家和地区尤其如此。”^[17]生态补偿效率可以区分为环境效益和成本效益，前者是生态补偿的环境目标达成的程度，后者则通常在交易成本进路中进行讨论。支付条件不同，生态补偿的环境效益和成本效益也相应带来不同变化。

（一）环境效益的判断

简单地讲，环境效益主要取决于生态补偿能否产生目标生态服务。由于投入支付假定土地等自然资源利用类型变化面积等投入要素与所提供的生态服务存在一定必然关系，故目标生态服务处于一种相对的不确定状态。为克服不确定性，保障目标生态服务的实现，投入支付高度关注三个问题：（1）生态服务提供者的筛选机制；（2）额外性生态服务的核算；（3）环境效益泄露的规制。对于前者而言，由于目标生态服务供给的不确定风险是由生态服务受益者（购买方）来承担的，因

^① 所谓不正当激励是指引发土地等自然资源破坏行为的逐步扩大以获得后续更大的补偿。

此,为降低不确定风险,生态服务购买方在结合自身财力的基础上,需要按照土地等自然资源面积、生态区位状况,对生态服务提供者进行识别和筛选,为此,投入支付需要建立必要的识别和筛选机制,以保障环境效益的实现。对于额外性生态服务的核算问题,由于这种核算技术、方法非常困难,因此,额外性生态服务的核算只能监测和观察,只有投入支付引发了土地等自然资源利用行为的切实改变,才算增加了额外生态服务的供给。此外,还必须知道正确的土地利用类型的改变改变正在进行,即土地等自然资源利用的改变事实产生了目标生态服务。最后,环境效益的泄露也是一个难题。由于投入支付存在信息不对称(生态服务提供者比受益者拥有更多的相关信息)而产生环境效益泄露,为避免泄露问题,需要在投入支付的制度设计中,强调对生态服务提供者土地等自然资源产权益实施多种程度的限制。总之,在投入支付中,为保障环境效益的实现,需要一定的制度机制对生态服务提供者实施识别、对其行为实施一定的监控,实现一种全过程监控,但这无疑会增加成本。

结果支付强调对生态服务提供者直接激励,它能够充分挖掘生态服务提供者在生态服务提供方面的知识和经验,为生态服务提供者创新生态服务供给留下了足够空间。但与投入支付不同的是,结果支付把目标生态服务实现的不确定风险留给了生态服务提供者,而且需要通过一系列量化的指标体系来检验是否供给。由于生态服务是人类活动和其他环境因素共同作用的结果,造成结果支付中,所选指标体系很难完全表达政策目标具体指向的生态服务。同时,为了保障能够达成目标生态服务,结果支付所选指数指标体系必须尽可能的多样化、多元化,加之生态服务提供随着时间变迁和空间位移而发生变化,上述情形造成生态服务提供者在积极努力实现指标体系的所要求的同时,会产生偏移目标生态服务的问题,从而产生一定的扭曲现象。“因为缺乏得到广泛认同的标准,生态服务度量指标的选择往往具有随意性,从而使得对于同一生态服务存在不同的认识。”^[18]“已有相关研究中的生态服务指标非常模棱两可,在不同的框架下有不同的含义。生态补偿计划里的指数是用来描述或评估生态环境状况、变化或用来构建生态环境目标的生态环境相关现象的组成部分或一个度量,因此,生态指标的选取既要清晰又要具有广泛性。”^[19]“建立这种绩效考核机制的前提是明确界定生态补偿机制所希望获得的生态系统服务类型。当某项生态补偿政策所针对的生态系统服务比较明确和单一时,可通过设定与该项生态系统服务功能高度相关的直接指标作为考核依据,这种指标与预期的生态系统服务之间扭曲程度较小。”^①“而当某项生态补偿政策所针对的生态系统服务功能相对复杂和多样化时,则往往需要多个指标或者构建指标体系来反映该区域的生态系统服务供给状况。”^②可见,为保障环境效益的实现,结果支付需要结合领域、流域实际情况,需要努力找寻匹配和适合目标生态服务且存在一定因果网络的指标体系,从而降低不确定风险和避免指标的扭曲现象。

(二) 成本效益的判断

支付条件的选择也与成本效益密切相关。在环境效益一旦被确定为明确的目标生态服务时候,成本效益就成为生态补偿支付条件制度设计的核心要素,在这个意义上讲,成本效益直接影响了生态补偿支付条件的设计。

投入支付的最大优点是极大地降低了制度交易成本,因为它可以直接根据土地利用面积等实际投入状况来确定补偿核算依据。“如果存在清晰的、能够为生态服务购买者或监管者所认识和观察的,而且是目标生态服务生产所必须的行为,基于投入的支付也可以提高补偿计划的成本—收益率。”^[20]但是,为了目标生态服务的有效实现和降低由此所带来的不确定风险,投入支付需要对目

① 例如,欧美国家的生物多样性保护的生态补偿案例中,许多是以保护物种的动物数量作为绩效考核的直接依据。

② 例如,美国的保护性休耕项目(CRP)中所采用的是包括生物多样性、水质状况等多个指标的“环境效益指数(EBI)”。

标生态服务提供者进行筛选，毫无疑问，相应的识别和筛选机制就面临着巨大的成本支出。“在投入支付的补偿机制设计下，从已有研究文献来看，目标生态服务提供者的筛选包括两个纬度：一是筛选计划实施的地区；二是筛选计划参与家庭。”^[21] 为了避免投入支付的信息不对称的约束和规避道德风险，需要进行相应机制的设计，如基于补偿支付水平的接受意愿调查^[22]与拍卖机制^[23]。为了保障额外性生态服务的持续供给，需要设计基于合约履行的激励与惩罚机制设计^[24]等。毫无疑问，上述这些方法在解决信息不对称和降低不确定风险同时，也因为实施复杂程度提高而直接增加了筛选成本和监控成本，因此政策设计需要结合实际需要加以权衡。维持一定环境效益的同时，适当降低投入支付成本的可行思路是，将补偿协议的监管权力下放给更接近监管对象的本地社区、组织或直接委托给生态服务提供者，能够更大程度地利用本地非正式制度的激励和约束能力，从而更好地激励生态服务提供者主动参与和合作。显然，上述做法，与其说这是一种监管权的重新配置，不如说是通过行政监管和社会管理、自我管理等多中心治理的创新举措来达到降低投入支付的监控或管理成本支出。

结果支付是“最直接、最能体现成本—效率观也是对提供者而言最划算的支付模式，因为这种支付条件为服务提供者创新服务提供留下了空间，赋予了服务提供者充分的主观能动性。”^[14] “虽然存在着结果支付能够保障补偿计划符合成本—收益原则的证据”^[11]，但它因为过于聚焦于能够显示目标生态服务的指标体系选取，而使收益的获取打上一定问号。从成本—效益来看，指标的选取两点需要引起注意：（1）增加任一指标需要提供更多的关于这个指标背后的信息量，以降低生态服务提供者的风险成本。“因为生态服务提供还要经受参与者所无法控制的其他外部因素的影响，如果参与者偏好于风险规避，其将会要求更高的支付水平，从而抬升补偿计划的服务支付成本。”^[20] 以流域跨界断面的水质指数结果为例，跨界断面的水质指数，一方面取决于上游地区的积极环境治理，另一方面也会受到气候变化等不确定因素影响。一旦出现极端气候或其他不可抗力事件，均有可能导致业已确定的水质指数超标，从而将上游积极治理的效果化为乌有。（2）确保某一指标的观测成本应当小于它的价值^[25]。在确定所选择的指标能够保障环境效益的前提下，所选指标的易观测性就显得非常重要。这种易观测性主要体现在一种观测成本的减少。一些多元复合指数支付条件设计中，为保障所选取的指数不致偏离目标生态服务，所选取的指数要么难以观察，要么付出非常巨大的成本，显然不符合成本效率原理，须认真加以检讨并予以改进。

四、几点初步看法

生态保护补偿的法制化建设应加强对生态补偿支付条件专门研究的足够关切。结合实践理性，我们可将支付条件分为投入支付和结果支付，这种分类具有一定的涵盖性和统摄力。考虑两类支付条件各有利弊，应结合不同领域、不同区域和跨区域状况灵活选择。一般而言，投入支付在森林、耕地、湿地、草原等重要领域适用广泛；而结果支付，尤其是多元指数支付和门槛支付在重要区域、流域生态补偿方面也有广阔的适用空间。

激励机制方面，投入支付强调一种过程激励，而结果支付是一种期望激励。在激励对象选择方面，投入支付应正视二元结构分离状况，实现对激励对象的足够关注，在激励方式方面，在兼顾生态服务提供者公平获得的时，兼顾补偿与扶贫的协调，但不宜将两者进行混同；至于结果支付，在激励对象选择方面，应努力实现将补偿利益传导至每一个为生态服务做出贡献的具体自然人上。在激励方式方面，结果支付体现的是一种目标激励，如何保障选取的目标指数契合生态服务提供者的努力程度可能是较大挑战，但挑战远远不止于此。

成本效益方面。投入支付强调以土地等自然资源利用类型变化来换取相应生态服务（环境效

益)的供给和实现,为此,需要生态服务受益者支付必要的识别成本、测算成本和监控成本。应当说,随着环境监测技术进步及大数据背景下,上述成本支出会出现逐步降低的迹象。结果支付关注显示目标生态服务的指数指标体系的有效获取,一方面需要保障这些指数能够体现生态服务提供者的“贡献”,以彰显激励效应;再者,也需要保障这些指数指标能够契合目标生态服务,防治出现偏离风险而导致环境效益落空;最后,也需要兼顾所选指数指标的成本支出,防止出现指数指标获取成本过高。

从实践来看,多数政策仍然选择投入支付。“如果生态服务生产的环境影响确定或服务合约双方都是风险中性的,基于投入的支付条件是最优的;如果补偿支付方拥有生态服务生产的完全信息,即信息对称,基于投入的支付条件是最优的;如果同时存在环境不确定与信息不对称,采取两种支付条件的结合(按一定权重比例)将能改善生态补偿的产出表现。”^[20]虽然两种支付条件结合,可以降低生态服务提供者和生态服务购买者各自风险,但在实现环境效益同时,无疑会增加成本支出的幅度,换言之,加大了环境效益和成本效益协调的难度。

参考文献

- [1] Blas,E. Global patterns in the implementation of payments for environmental services[J]. *Plos One*,2016(3).
- [2] Wunder,S. Revisiting the concept of payments for environmental services[J]. *Ecological economics*,2015(9).
- [3] Jegen, F. Motivation crowding theory[J]. *Journal of Economic Surveys*,2001,15.
- [4] Pagiola,S. *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*[C]. World Bank Washington, 2007.
- [5] 中国 21 世纪议程管理中心. 生态补偿的国际比较:模式与机制[M]. 北京:社会科学文献出版社,2012.
- [6] 王彬彬,等. 生态补偿的制度建构:政府和市场有效融合[J]. 政治学研究,2015(5).
- [7] 马俊驹,等. 民法原论[M]. 北京:法律出版社,2007.
- [8] 王泽鉴. 民法总则[M]. 北京:中国政法大学出版社,2001.
- [9] 袁伟彦,等. 生态补偿国外研究进展综述[J]. 中国人口·资源与环境,2014(11).
- [10] 张文显. 法哲学范畴研究(修订版)[M]. 北京:中国政法大学出版社,2001.
- [11] Matzdorfand,B. How cost-effective are result-oriented agri-environmental measures? An empirical analysis in Germany[J]. *Land Use Policy*,2010(2).
- [12] Clements, T. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia[J]. *Ecological Economics*,2010(6).
- [13] Cranford,M. Community conservation and a two-stage approach to payments for ecosystem services[J]. *Ecological Economics*,2011(15).
- [14] Zabel,A. Optimal design of pro-conservation incentives[J]. *Ecological Economics*,2009(1).
- [15] 丰霏. 法律制度的激励功能研究[D]. 长春:吉林大学,2010.
- [16] Kemkes,R. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision[J]. *Ecological Economics*,2010(11).
- [17] 袁伟彦. 生态补偿效率问题研究述评[J]. 生态经济,2015(7).
- [18] Niemeijer,D. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets[J]. *Ecological Indicators*, 2008(1).
- [19] Heink,U. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning[J]. *Ecological Indicators*,2010(10).
- [20] Derissen,S. Combining performance-based and action-based payments to provide environmental goods under uncertainty[J]. *Ecological Economics*,2013,85.

- [21] Wünscher, T. International payments for biodiversity services: Review and evaluation of conservation targeting approaches[J]. *Biological Conservation*, 2012, 152.
- [22] Farber, S. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services[J]. *Ecological Economics*, 2002(3).
- [23] Ferraro, P. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services[J]. *Ecological Economics*, 2008(4).
- [24] Schroeder, L. Agri-environment schemes: Farmers' acceptance and perception of potential payment by results' in grassland—A case study in England[J]. *Land Use Policy*, 2013(32).
- [25] 郭志建, 等. 流域生态补偿中的委托代理机制研究[J]. *软科学*, 2012(12).

Eco-compensation Payment Conditions: Type Determination and Incentive and Effectiveness Judgement

WANG Qing-jun

Abstract: The condition of payment, which is the core element of eco-compensation conception, can be divided into two types: input payment and result payment. The input payment is the quantitative index of the natural resources, such as the area of natural resources, labor time, etc., which are invested by the ecological service provider as the basis of payment. The result of payment is to quantify the results of ecological services by means of specific index indicators (system), and to decide whether the index is completed as a basis of payment. Input payment emphasizes process incentives, and uncertain risks are assumed by ecological services buyers. Result payment pays special attention to expectation incentives, and uncertain risks are undertaken by ecological service providers. Input payment hopes to achieve the coordination of environmental-effectiveness and cost-effectiveness from the selection of ecological service providers and the rational allocation of monitoring rights, while result payment avoids exponential distortion. The combination of the two payment conditions helps to reduce the risk of uncertainty, but will increase the difficulty of environmental and cost-benefit coordination. Eco-compensation system of China should consider the advantages and disadvantages of input and result payment, so as to ensure the effective operation of the eco-compensation mechanism.

Key words: input payment; result payment; incentive function; environmental-effectiveness; cost-effectiveness

(责任编辑 周振新)