

引用格式:马军旗,乐章. 黄河流域生态补偿的水环境治理效应:基于双重差分方法的检验[J]. 资源科学, 2021, 43(11): 2277-2288. [Ma J Q, Yue Z. Effects of ecological compensation on water environment governance in the Yellow River Basin: A test based on difference-in-difference method[J]. Resources Science, 2021, 43(11): 2277-2288.] DOI: 10.18402/resci.2021.11.11

黄河流域生态补偿的水环境治理效应 ——基于双重差分方法的检验

马军旗¹, 乐章²

(1. 重庆工商大学公共管理学院, 重庆 400067; 2. 中南财经政法大学公共管理学院, 武汉 430073)

摘要:黄河流域生态补偿是保障黄河长治久安,促进全流域高质量发展的重要制度设计。本文使用2007—2018年全国流域重点断面水质监测数据和中国城市统计年鉴数据,采用多期双重差分方法,对黄河流域生态补偿政策的水环境治理效应及其机制进行了实证检验。研究发现:①生态补偿政策的实施显著改善了黄河流域水环境治理效果,且黄河流域生态补偿呈现出显著的长期治污效应,该结论在进行一系列稳健性检验后依然成立。②机制分析表明,生态补偿政策的实施发挥了显著的制度激励效应,通过提高地方政府环境治理投资,降低工业废水排放,改善了黄河流域水污染状况。③从空间角度而言,与黄河流域中上游城市相比,生态补偿政策对下游城市水环境治理产生了更为显著的影响。据此,从健全流域横向生态补偿、重视中上游地区生态转移支付、建立多元主体联防联控水污染治理体系等角度提出改善黄河流域水环境治理的相关政策建议。

关键词:生态补偿;水环境治理;环境治理投资;污水减排;双重差分方法;黄河流域

DOI :10.18402/resci.2021.11.11

1 引言

黄河流域是中国重要的生态屏障和重要的经济地带,在中国经济发展和生态安全方面具有十分重要的地位。改革开放以来,黄河治污取得了显著成效,但与新时代发展要求还存在较大差距,水资源利用粗放,工业、农业面源、城镇生活导致的水污染问题还比较突出,使得2018年黄河137个水质断面中,劣V类水质占比达12.4%,明显高于全国6.7%的平均水平。2019年习近平总书记在黄河流域生态保护和高质量发展座谈会上强调,要加强黄河流域生态环境保护,共同抓好大保护、协同推进大治理,以促进黄河全流域高质量发展。2020年4月财政部和生态环境部印发《支持引导黄河全流域建立横向生态补偿机制试点的实施方案》,立足于黄河流域各地区生态保护的不同特点,遵循“保护责任共担、流域环境共治和生态效益共享”的基本原则,

在沿黄九省推进黄河流域横向生态补偿模式,鼓励地方建立多元横向生态补偿机制,协力推进流域保护与治理。流域生态补偿也因此成为推动黄河流域生态保护和高质量发展的重要抓手,对推进黄河流域生态环境治理体系和治理能力现代化具有重要的现实意义。

生态补偿国际上又称生态服务付费或环境服务付费。它是指通过各种办法降低人类行为对生态环境的影响,最终实现生态功能和自然资源价值的恢复,其实质是通过行政手段或市场手段将生态产品或服务外部性内部化,弥补生态产品供给者因保护生态环境而放弃发展的机会成本^[1,2]。长期以来,流域生态补偿明确了保护者和受益者之间的关系和补偿方式,通过激励上游主动提供生态服务产品,改变个人和集体行为,避免了可能导致的生态系统退化和流域水资源过度消耗问题^[3]。譬如Fer-

收稿日期:2021-03-12 修订日期:2021-08-29

基金项目:国家自然科学基金项目(71973154);重庆工商大学2021高层次人才科研启动项目(2155051)。

作者简介:马军旗,男,河南项城人,讲师,研究方向为环境政策评估、社会治理。E-mail: majunqi2021@163.com

nandez^[4]基于博弈论模型分析了美国和墨西哥跨界流域提华纳河(Tijuana River)的水污染治理问题,研究发现下游的美国对上游墨西哥的生态补偿,为墨西哥降低污水存量和减排成本提供了最优补偿方案,且由于下游美国较高的边际损害成本,使其获得了更多治污收益。Cheng等^[5]分析指出新安江流域横向生态补偿制度明确了上下游权责,在第二轮生态补偿政策到期后,新安江流域水环境质量明显改善,生态服务及其价值明显得到提升。

目前来看,有关黄河流域生态补偿的研究主要集中在生态补偿立法^[6]、补偿方式和标准核算^[7]、补偿绩效^[8]、横向补偿分摊份额^[9]等方面。生态补偿为改善黄河流域水环境质量,提供了试点经验和推广基础^[10]。如宋丽颖等^[7]分析了纵向转移支付和横向转移支付对水环境治理效果的影响,发现黄河流域转移支付显著提高了省级政府的环境治理效果,纵向转移支付的实施强化了黄河流域的财政投入,而横向转移支付对环境规制的强度有明显提升作用。徐鸿翔等^[11]分析了陕西省33个主体功能区的环境治理效果,发现生态补偿转移支付显著改善了陕西县域生态环境质量,并且自2009年以来呈现出“基本稳定,逐渐好转”的趋势。但也有学者指出,当前流域的法律规范不完善、补偿范围窄、补偿标准偏低,生态公共产品难以量化,导致资金的使用效率过低,生态补偿资金还难以弥补上游政府放弃经济发展、保护生态环境带来的机会成本^[12]。此外,将生态补偿简化为单一的货币价值,进行物质化商品化交易,忽略了生产生态系统的基础,有可能带来系统功能的损害和生物多样性的损失^[13]。整体而言,目前有关流域生态补偿的实施效果仍然存在诸多争议,且由于缺乏环境污染的客观数据,已有研究主要集中在定性层面讨论,鲜有学者对黄河流域生态补偿政策的水污染治理效果给出科学的实证检验和机制探讨。生态补偿政策是否真正改善了黄河流域的水环境质量?如果能,其作用机制是什么?由于受流域经济文化和自然地理特征差异的影响,生态补偿改善流域水污染是否存在某种异质性?

为回答上述问题,本文使用中国环境监测总站

发布的2007—2018年流域重点断面水质监测数据,采用双重差分方法对黄河流域生态补偿的水环境治理效应及其机制进行科学评估,这将为推动黄河流域生态保护和高质量发展,完善流域协同治理机制,进一步推动中国生态文明体制改革提供经验证据和决策参考。

2 理论机制与研究假说

产权理论认为,流域水环境治理具有典型的公共产品属性,由于水资源保护的产权界定困难,必须通过外部干预手段解决污染的负外部性和环境保护的正外部性问题。生态补偿正是根据生态系统服务价值、生态保护成本和区域间发展机会,来调节生态保护利益相关者关系,使流域生态环境保护的经济效益内部化。通过对生态系统保护和成本进行补偿,提高了上游居民生态服务供给的积极性。进一步来看,河流水资源具有流动性,水生态环境的外溢性和辖区间的异质性决定生态环境保护事务需要在不同区域间进行划分。中央政府在制定断面水质要求和生态补偿标准时往往难以把握本流域实际情形,而地方政府可以结合信息优势,基于本流域生态系统价值测算,确定合理的补偿标准和补偿方案,能够较好地解决中央政府对地方政府监督和激励不足问题,提高了地方政府治污积极性和自主决策权利。如缪小林等^[14]基于2006—2016年省级面板数据分析指出,中央政府生态功能区转移支付显著改善了水环境质量,且生态功能区转移支付制度约束越强,地方政府治理效率越高,该制度的激励效应发挥越明显。徐鸿翔等^[11]基于委托—代理模型研究生态补偿契约设计问题,同样指出了中央政府提供的生态转移支付能够有效激励地方政府生态环境治理努力,对生态环境治理具有显著的促进作用。据此,本文提出假说1。

H1:生态补偿发挥的制度激励效应和经济激励效应,对水环境治理具有显著的促进作用。

生态补偿政策对黄河流域水环境质量产生了显著正向影响,其重要的机制之一是生态补偿政策的实施强化了中央政府和地方政府环境治理投资力度。2020年10月财政部印发了关于《支持引导黄河全流域建立横向生态补偿机制试点实施方案》的

2021年11月

相关通知。该方案强调在试点期间,中央政府将安排专项资金用以改善黄河流域生态环境质量、污染排放以及经济社会发展等相关目标。生态补偿资金纳入中央生态环保资金项目储备库管理,资金分配的测算因素主要考虑各省份在黄河流域生态环境治理中所做的工作和成效,从而更好地促进流域水环境质量的改善。与此同时,生态补偿政策的实施也给地方跨流域部门之间充分的制度调整和绩效评价空间。使得治污主体和治污责任明确,减少了地方政府间因信息不对称带来的监督成本和交易成本,促进了环境治理投资积极性。例如在新安江流域生态补偿政策实施中,浙皖两省实现了上下级与上下游补偿的有机结合,做到了激励与约束相容,中央政府在两省间生态补偿标准、测算资金拨付中充当着协调者和仲裁者的角色,提高了地方政府环境治理投资积极性。据此提出假说2。

H2:生态补偿政策通过提高政府环境治理投资力度,改善了水环境治理效果。

黄河流域又称为“能源流域”,是中国重要的能源、化工、原材料基础工业基地,高耗水、高污染和依托能源的产业结构特点显著^[15]。据2017年《黄河水资源公报》数据显示,黄河主要干支流规模以上入河排污口多达4000多个,入河工业废水排污量从20世纪80年代的21.7亿t/年上升至2017年的44.94亿t/年^[16]。黄河水污染不仅有企业生产技术与资源利用水平偏低,企业治污能力不足导致污染物排放负荷增加的原因。同时也由于黄河季节性缺水特征导致在枯水期径流量不足和纳污能力差,加剧了黄河工业污染^[17,18]。生态补偿制度的实施使得流域生态补偿遵循“谁污染,谁付费、谁破坏,谁补偿”原则,通过实施排污权交易等制度、环境税收、水权交易等形式给予减排企业税收优惠和补偿,促使地方企业承担环保责任和改进自身污水处理技术。与此同时,生态补偿政策的实施,强化了地方政府的监管和行政执法力度,对上游污染企业排污问题,确定应缴纳的税收费用或关停重污企业,明确产业准入与淘汰要求,提高工业发展质量,因地制宜开展落后产能淘汰、企业清洁化改造,发展绿色新型产业,从而提高黄河流域生态治理和绿色创新的高

质量发展水平。据此,提出假说3。

H3:生态补偿基于市场化手段和行政手段,积极调整城市产业结构,通过降低工业污水排放改善了水环境治理效果。

3 模型构建与变量说明

3.1 计量模型构建

3.1.1 双重差分模型

本文采用双重差分方法评估生态补偿制度的实施对黄河流域水环境治理的影响。鉴于黄河流域推行生态补偿政策的时间不一致,因此适合采用多期DID模型进行实证分析。模型设定形式如下:

$$Y_{ipt} = \alpha + \beta DID_{ipt} + \gamma X_{ipt} + \varphi_p + \theta_t + \varepsilon_{ipt} \quad (1)$$

式中: Y_{ipt} 表示 t 时间 p 城市第 i 个水质监测点的水污染状况(包括氨氮浓度和化学需氧量); DID_{ipt} 表示城市 p 所在的监测点 i 在 t 时间是否实施了生态补偿政策; X_{ipt} 为一组控制变量; α 是常数项; β 表示了生态补偿政策实施后的水环境治理效应,若显著为正,则表明生态补偿政策提高了水环境治理效果; γ 表示一系列控制变量的回归估计系数; φ_p 表示地区固定效应(如地理位置、环境治理投资、惩罚等); θ_t 表示时间固定效应(如政府环保偏好、财政政策); ε_{ipt} 为误差项。

3.1.2 机制分析模型

前文理论分析指出环境治理投资和工业废水排放在生态补偿与水环境治理效应之间起到中介作用。为检验上述机制是否存在,本文参考温忠麟等^[19]提出的中介机制分析方法,设定如下机制分析模型:

$$Y_{ipt} = \alpha_0 + \alpha_1 DID_{it} + \alpha_2 X_{ipt} + \mu_i + \gamma_p + \theta_t + \varepsilon_{ipt} \quad (2)$$

$$M_{ipt} = \beta_0 + \beta_1 DID_{it} + \beta_2 X_{ipt} + \mu_i + \gamma_p + \theta_t + \varepsilon_{ipt} \quad (3)$$

$$Y_{ipt} = \varphi_0 + \varphi_1 DID_{it} + \varphi_2 M_{ipt} + \varphi_3 X_{ipt} + \mu_i + \gamma_p + \theta_t + \varepsilon_{ipt} \quad (4)$$

式(2)为生态补偿对水环境治理效果的分析模型。其中: α_0 是常数项; α_1 表示生态补偿对水污染治理效果影响的总效应; α_2 为一组控制变量对水污染影响的回归系数; μ_i 为个体层面的固定效应; γ_p 为地区固定效应; θ_t 为时间固定效应; ε_{ipt} 为随机扰动项。式(3)为生态补偿对中介变量的回归模

型。其中 M_{ipt} 为中介变量; β_0 是常数项; β_1 表示生态补偿是否推行的虚拟变量对中介变量的影响效应; β_2 为控制变量对中介变量回归的估计系数。式(4)为生态补偿政策推行与否变量和中介变量同时纳入模型对水环境治理效果的回归分析。其中: φ_0 为常数项; φ_1 衡量的是生态补偿对水环境治理效果的直接效应; φ_2 表示中介变量对水污染治理效果的回归系数; φ_3 表示控制变量对水环境治理效果的回归系数。

3.2 变量选取与数据来源

3.2.1 变量选取

(1)被解释变量。参考沈坤荣等^[20]相关研究,本文被解释变量为国控监测点报告的氨氮浓度和化学需氧量,均为连续性数值变量,数值越高表示水污染越严重。

(2)解释变量。本文的核心解释变量 DID_{ipt} ,即监测点城市是否推行了生态补偿政策,若城市 p 在 t 时期及之后实施了生态补偿政策取值为1,反之取值为0。由于各城市推行生态补偿政策的时间并不一致,在确定各城市生态补偿政策实施时间时,通过搜索各城市生态环境官方网站,手工搜集了各城市具体推行生态补偿政策的时间。

(3)中介变量。中介变量为环境治理投资和工业废水排放,分别衡量生态补偿政策产生的投资效应和减排效应。其中环境治理投资额使用城市污水再利用投资总额进行表征,废水排放使用城市工业污水排放总量进行表征。

(4)控制变量。影响水环境治理效应的因素十分复杂,流域水污染具有固定的方向和规律,下游水质不仅受到本地污染物排放量的影响,还受到上游各类经济活动所产生的污染影响^[21]。为控制上游排污对下游水质的影响,本文使用上游城市监测点的氨氮污染物年均值衡量当前城市水质所受污染影响。此外,为尽可能减少遗漏变量偏误,依据已有相关研究^[20,22],选取控制变量具体包括经济发展水平,使用人均GDP进行衡量;人口密度,用城市总

人口与辖区面积之比进行表征;科技创新,使用科技支出占公共财政支出比重进行表征;工业发展水平,使用规模以上工业总产值进行表征;产业结构,使用第二产业产值占GDP比重进行衡量;外商直接投资,用实际外商投资额进行表征。

3.2.2 数据来源

本文中的氨氮和化学需氧量来自2007—2018年中国环境监测总站公布的《全国主要流域重点断面水质自动监测周报》,环境治理投资额来自中国住房和城乡建设部发布的《城市建设统计年鉴》,其余变量均来自于《中国城市统计年鉴》。中国环境监测总站共收集了148个水质自动监测断面历年水污染数据,监测点涵盖了中国黄河流域、长江流域、海河流域、松花江流域等主要水系。在本次148个水质监测点中,有26个监测点分布在黄河流域上,监测点涵盖了黄河流域九省中的20个城市。对于同一城市出现的多个监测点,文章采用该城市监测点污染数值均值进行处理,本文依据监测站点所在位置与《中国城市统计年鉴》中相关社会经济变量进行匹配,最终得到9957个分析样本^①。由于本文使用水污染数据来自国控监测点,使得地级市操纵数据的可能性极小,保证了本文数据的可靠性和客观性。具体变量定义与描述统计如表1所示。

4 结果与分析

4.1 平行趋势检验

采用双重差分估计的前提是满足平行趋势假定,即如果没有政策对处理组产生冲击,处理组和控制组应该没有系统性差异,我们无法观察反事实假设,但可以检验政策在实施之前处理组和控制组是否满足同趋势假设进行验证,本文借鉴Beck等^[23]采用事件分析研究框架,将生态补偿政策替换成表示生态补偿推行前和推行后若干年的哑变量,被解释变量分别为氨氮和化学需氧量,模型设定形式如下:

$$Y_{ipt} = \alpha + \beta_1 D_{it}^{-12} + \beta_2 D_{it}^{-11} + \cdots + \beta_0 D_{it}^0 + \cdots + \beta_9 D_{it}^9 + \gamma X_{ipt} + \varphi_p + \theta_t + \varepsilon_{ipt} \quad (5)$$

①《全国主要流域重点断面水质自动监测周报》从2007年每周发布一次,一年内发布52周。我们将年度周报数据与《中国城市统计年鉴》和《城市建设统计年鉴》进行了匹配。本文分析的城市有20个,数据跨度为2007—2018共12年,则样本数量理论上应为 $52 \times 20 \times 12 = 12480$,由于个别年份中周报数据未发布,文中使用的是非平衡面板数据,样本量最终为9957。

2021年11月

表1 变量定义与描述性统计

Table 1 Variable definitions and descriptive statistics

变量	变量定义与单位	样本数	均值	标准差	最小值	最大值
被解释变量						
氨氮	城市监测点氨氮浓度/(mg/L)	9957	1.234	3.286	0.01	60.7
化学需氧量	城市监测点化学需氧量/(mg/L)	9957	5.896	10.366	0.1	241
解释变量						
生态补偿政策	流域内城市是否推行了生态补偿政策,推行=1,未推行=0	9957	0.313	0.464	0	1
控制变量						
上游水质	上游城市氨氮年均值/(mg/L)	9731	1.426	0.4768	0.603	2.145
经济发展水平	人均GDP/万元,取对数	9957	16.372	12.828	13.70	18.179
人口密度	城市总人口/城市区域面积/(人/km ²)	9957	504.361	289.098	63.03	1052.58
工业化水平	规模以上工业总产值/万元,取对数	9957	16.700	0.959	13.551	18.500
产业结构	第二产业产值占GDP比重/%	9957	47.713	7.623	28.61	73.45
外商直接投资	外商直接投资额/万美元,取对数	9957	9.661	1.395	5.298	12.503
科技投入	科技支出占公共财政支出比重	9957	0.621	0.157	0.167	0.897
中介变量						
环境治理投资	污水处理投资额/万元	9957	7671.53	12948.7	52	94430
污水排放量	工业废水排放量/万t,取对数	9957	8.376	0.864	4.875	9.946

式中: D_{it} 表示生态补偿是否推行; D^{-j} 表示城市 i 在生态补偿推行前第 j 年的状态; D^j 表示城市 i 在生态补偿推行后第 j 年的状态; D^0 表示城市 i 生态补偿实施当年; 上述模型中, 若结果变量中处理组和控制组在政策推行前没有显著差异, 则 D^{-j} 的估计系数不会显著异于 0。图 1 和图 2 是本文以政策实施前 12 期为基期, 在 95% 置信区间下, 绘制的各年份虚拟变量与处理组虚拟变量交互项系数的变动趋势图形。 α 是常数项, β_1 表示生态补偿政策推行前第 12 年时, 当期的年份虚拟变量与处理组虚拟变量的交互项系数, 依次类推, β_9 则表示生态补偿政策推行后第 9 年时, 当期的年份虚拟变量与处理组虚拟变量的交互项系数。我们希望看到的是生态补偿实施前的年份虚拟变量和处理组虚拟变量交互项不显著, 这样就证明了处理组和控制组在政策实施前不存在异质性的时间趋势。

图 1 和图 2 表明, 在生态补偿政策推行之前, 氨氮和化学需氧量的估计系数均不显著 (95% 置信区间包含 0), 表明处理组和控制组在政策实施之前没有显著差异, 平行趋势假设成立。进一步分析发现, 生态补偿政策推行使两类污染物均呈现出明显

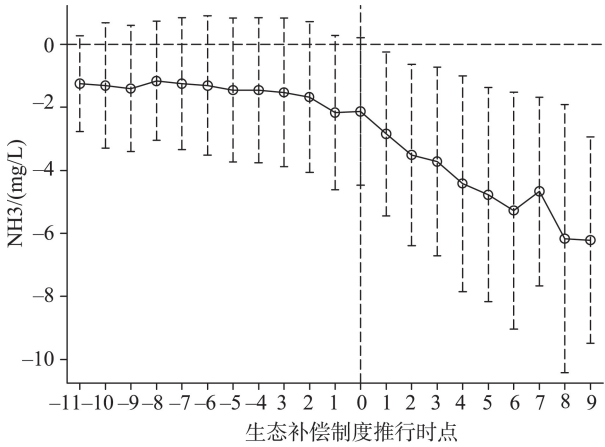


图1 NH3-N浓度的平行趋势检验

Figure 1 Parallel trend test of NH3-N concentration

下降趋势, 且氨氮下降的幅度更为明显, 说明生态补偿推行在两类污染物的改善效果上存在显著差异。氨氮在 D_1 时点, 即政策推行后的第 1 年就呈现出下降趋势, 且在经过 D_7 时点的小幅上升后, 又呈现出下降趋势。化学需氧量在 D_2 时点才开始呈现显著下降趋势, 但在 D_7 和 D_9 两个时点时又呈现上升趋势。总体而言, 上述分析表明, 生态补偿显著降低了黄河流域的氨氮和化学需氧量, 并且对氨氮的改善作用更为明显。

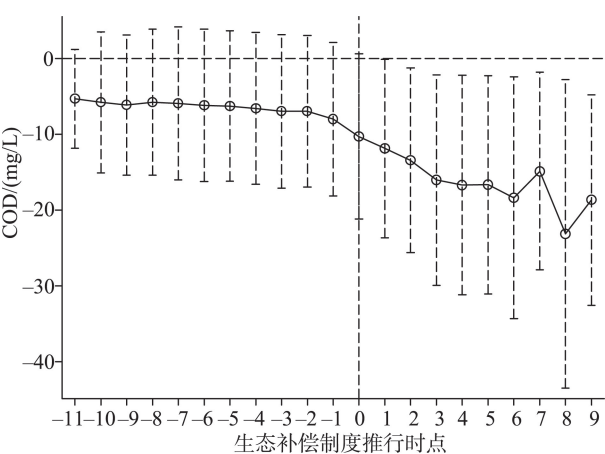


图2 COD浓度的平行趋势检验

Figure 2 Parallel trend test of COD concentration

4.2 基准回归结果

本部分我们基于多期双重差分模型,实证检验了生态补偿政策推行与否是否改善了黄河流域水污染治理效果,以检验假说1。回归结果如表2所

示。模型(1)–(3)为生态补偿对氨氮浓度影响的估计结果,模型(1)为加入控制变量,没有控制地区固定效应和时间固定效应的估计结果,结果显示黄河流域生态补偿对氨氮影响的估计系数显著为负,表明黄河流域生态补偿的实施降低了氨氮污染。上述估计结果可能不够精确,为此本文进一步加入了地区固定效应,模型(2)估计结果表明,生态补偿对氨氮影响的回归系数依然显著为负,且回归系数为-0.544。为进一步获得估计结果的严谨性,在上述模型(2)基础上进一步加入了时间固定效应,以控制各地区共有的时变因素。结果显示,生态补偿政策对氨氮影响的回归系数依然在1%水平上显著性为负。实证结果与模型(1)和模型(2)保持一致。上述分析表明,生态补偿政策的实施显著降低了黄河流域氨氮污染,改善了流域水环境质量。生态补偿政策属于典型的环境正外部性,对黄河流

表2 基准回归结果

Table 2 Benchmark regression results

	氨氮			化学需氧量		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
生态补偿政策	-0.620*** (0.075)	-0.544*** (0.076)	-0.594*** (0.075)	-3.112*** (0.258)	-3.117*** (0.258)	-3.157*** (0.259)
上游水质	0.017*** (0.0045)	1.001*** (0.0827)	1.003*** (0.0807)	1.729*** (0.279)	30.04*** (0.931)	30.08*** (0.932)
经济发展水平	-0.173** (0.087)	-0.329*** (0.0801)	-0.241*** (0.0799)	-1.029*** (0.270)	-1.022*** (0.271)	-1.224*** (0.277)
人口密度	0.000 (0.001)	-0.004*** (0.001)	-0.005*** (0.001)	0.0001 (0.004)	0.0002 (0.004)	0.0009 (0.004)
工业化水平	0.116* (0.069)	-0.234*** (0.057)	-0.275*** (0.056)	-0.211 (0.194)	-0.213 (0.194)	-0.137 (0.194)
产业结构	0.006 (0.004)	0.043*** (0.006)	0.0499*** (0.007)	0.271*** (0.022)	0.270*** (0.022)	0.275*** (0.023)
外商直接投资	-0.229*** (0.031)	0.320*** (0.031)	0.302*** (0.030)	1.356*** (0.104)	1.351*** (0.104)	1.340*** (0.104)
科技投入	-71.38*** (9.471)	2.129 (10.83)	5.642 (10.57)	-19.43 (36.54)	-19.07 (36.61)	-20.56 (36.60)
控制变量	控制	控制	控制	控制	控制	控制
地区固定效应	不控制	控制	控制	不控制	控制	控制
时间固定效应	不控制	不控制	控制	不控制	不控制	控制
观测值	9957	9957	9957	9957	9957	9957
R ²	0.043	0.563	0.587	0.525	0.498	0.502

注:***、**和*分别表示在1%、5%和10%的统计水平上显著,括号内报告的是聚类在水系(监测点)层面的稳健标准误。下同。

2021年11月

域上游居民给予生态转移支付或者资金激励,能够相当程度降低环境保护承担者带来的利益损失,可以有效避免有环境公共物品产生的搭便车现象,从而提高了黄河流域生态环境质量。

模型(4)–(6)为生态补偿政策推行对化学需氧量影响的估计结果,模型(1)仅加入了控制变量,结果表明生态补偿政策的推行对化学需氧量产生了显著的负向影响,上述结果未控制地区固定效应和时间固定效应,结果可能不够准确。因此,模型(5)进一步加入了地区固定效应,表明生态补偿政策依旧在1%显著性水平上对化学需氧量产生了负向影响,生态补偿的治污效应呈现一定上升。为了估计结果的严谨性,模型(6)进一步加入了时间固定效应,结果显示生态补偿政策的推行对化学需氧量的影响依然显著为负。整体而言,上述结果分析表明,黄河流域生态补偿政策的实施显著改善了水环境治理效果。

4.3 机制分析

为进一步探讨黄河流域生态补偿对水环境治理效果影响的机制,以验证假说2和假说3,本文借鉴温忠麟等^[19]介绍的三步法检验机制是否存在。第一步,将生态补偿是否推行虚拟变量与水环境治理效果进行回归,若系数显著为负,则表明生态补偿政策对水环境治理效果具有显著影响。第二步,将生态补偿是否推行虚拟变量与中介变量进行回归,若系数显著,则说明生态补偿对中介变量有显著影

响。第三步,将生态补偿是否推行虚拟变量和中介变量同时纳入模型与水环境治理效果进行回归,若中介变量系数显著而生态补偿变量的系数不显著,则表明模型存在完全中介作用,若中介变量系数显著且生态补偿的交乘项系数也显著,则表明模型存在部分中介作用。

表3中给出了生态补偿政策推行对水环境治理效果影响的机制分析过程。生态补偿对水环境治理的回归结果在表2中已经给出,第二步检验中,模型(1)和模型(2)的回归分析结果表明,生态补偿是否推行虚拟变量对投入效应和减排效应产生了显著影响。第三步检验中,模型(3)将生态补偿是否推行虚拟变量与环境治理投资同时纳入模型,结果表明生态补偿对氨氮污染物依然产生了显著负向影响,且投资效应的系数为-0.092,这表明生态补偿通过提高水环境治理投资改善了氨氮水污染状况;模型(4)将生态补偿是否推行的虚拟变量与工业废水排放变量同时纳入模型,结果表明生态补偿对工业废水排放产生了显著的负向影响,表明生态补偿政策的实施发挥了减排效应改善了氨氮污染。在模型(5)和模型(6)为加入中介变量后,生态补偿是否推行虚拟变量对化学需氧量影响的回归估计结果,模型(5)分析结果表明,生态补偿对环境治理投资影响的回归系数均显著为负,表明环境治理投资在生态补偿与化学需氧量之间起到了部分中介效应。模型(6)估计结果表明,生态补偿是否推行的

表3 机制分析结果

Table 3 Mechanism analysis results

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
	投入效应	减排效应	氨氮	氨氮	化学需氧量	化学需氧量
生态补偿政策	0.251*** (0.033)	-0.059*** (0.015)	-0.578*** (0.075)	-0.604*** (0.074)	-3.093*** (0.260)	-3.133*** (0.259)
投入效应			-0.092*** (0.022)		-0.255*** (0.077)	
减排效应				-0.053** (0.048)		0.396** (0.168)
控制变量	控制	控制	控制	控制	控制	控制
地区固定效应	控制	控制	控制	控制	控制	控制
时间固定效应	控制	控制	控制	控制	控制	控制
观测值	9957	9957	9957	9957	9957	9957
R ²	0.389	0.742	0.586	0.586	0.587	0.501

虚拟变量和工业废水减排对化学需氧量的回归系数均显著为负,这表明生态补偿实施通过降低工业废水排放改善改善了化学需氧量,假设2和3得到验证。

4.4 稳健性检验与异质性分析

4.4.1 考虑样本选择偏误

生态补偿政策的实施时间可能并非是随机决定的,一个城市生态补偿政策的实施可能与本地区经济发展、环境污染程度和领导干部治理能力有关,为此,本文进一步使用倾向得分基础上的倍差法(PSM-DID)处理可能存在的样本自选择偏误。我们首先为生态补偿政策试点城市匹配一组在特征上相似,而在样本期间没有实施生态补偿政策的城市,分别作为处理组和控制组,再使用双重差分比较两组样本的效应差异。在进行PSM之前,需要检验共同支撑假设,即处理组和控制组在匹配后应该不再具有显著差异。共同支撑假设结果表明,处理组和控制组在样本匹配后没有呈现系统性差异,具体估计中本文使用核匹配的估计方法以检验生态补偿政策对水污染治理的效果是否稳健。表4中模型(1)和模型(2)结果表明,在使用PSM-DID方法进行估计以后,生态补偿政策对水污染治理依然产生了显著的负向影响,这进一步证明了本文基准回归结果的稳健性。

4.4.2 替换被解释变量

为使得估计结果稳健可信,我们还整理了各个监测点中的溶解氧和综合水质数据对核心结论进行稳健性检验,其中,综合水质为1~6等级,数值越高表示水污染越严重。溶解氧测度了水中的分子

态氧含量,为连续变量,数值越高表示水污染浓度越低。表4中模型(3)回归结果表明,生态补偿对综合水质产生了显著的负向影响,即生态补偿减轻了黄河流域的综合水质污染。模型(4)为生态补偿对溶解氧的回归估计,结果表明生态补偿政策的实施显著改善了水中的溶解氧,降低了黄河流域水污染浓度。上述分析结果进一步证明了本文基准估计结果的稳健性。

4.4.3 随机抽取实验组

导致估计偏误的另一个可能因素是遗漏地区和时间层面的相关变量,为进一步检验估计系数的稳健性,本文借鉴已有学者的研究思路^[24],通过从样本中随机抽取各城市生态补偿实施年份和实施生态补偿的环境监测点,以进一步检验观测结果是否受到非观测因素的影响。若没有显著的遗漏变量偏差,则随机选择的处理组估计系数不会显著偏于零点。反之,则说明模型存在识别偏误。为使得估计结果准确,本文进行了500次重复抽样,图3和图4汇报了进行500次抽样后,处理组在氨氮和化学需氧量回归中的估计系数的概率密度分布。可以发现,处理组的回归系数均集中在零点附近,基准回归的估计系数(-0.594和-3.157)完全独立于该分布之外,表明本文的基准估计结果并未受到遗漏变量偏误的干扰。

4.4.4 区域异质性分析

黄河流域生态系统是一个有机整体,要充分考虑上中下游的区域差异性,上游地区主要推进生态保护修复和建设工程,中游地区则应该突出水土防治和污染治理,下游地区则重点完善湿地生态系

表4 稳健性检验

Table 4 Robustness test

	(1)	(2)	(3)	(4)
	氨氮	化学需氧量	综合水质	溶解氧
生态补偿政策	-0.078*	-1.595***	-0.287***	0.774***
	(0.073)	(0.292)	(0.041)	(0.072)
控制变量	控制	控制	控制	控制
地区固定效应	控制	控制	控制	控制
时间固定效应	控制	控制	控制	控制
观测值	5141	5141	9957	9957
R ²	0.746	0.712	0.350	0.501

注:模型(3)中,由于综合水质为定序变量,本文采用的是Oprobit模型进行估计。

2021年11月

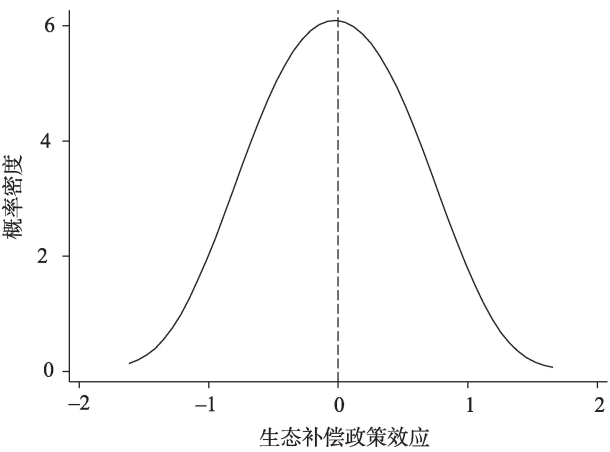


图3 安慰剂检验1

Figure 3 Placebo test 1

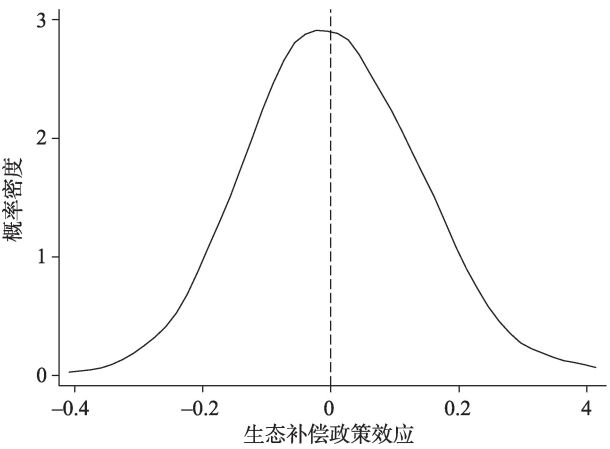


图4 安慰剂检验2

Figure 4 Placebo test 2

统,提高生物多样性。因为区域生态治理的目标差异,生态补偿的实施在不同区域间的水污染治理效果可能存在差异。依据2008年国务院批复同意的

《黄河流域防洪规划》中明确提出的自“内蒙古托克托县河口镇至河南荥阳市桃花峪为黄河中游,自桃花峪以下至入海口为黄河下游”,将黄河流域城市分为上游、中游和下游。表5分析结果表明,黄河流域下游地区生态补偿政策的推行显著减轻了氨氮浓度和化学需氧量,而黄河流域上中游地区的生态补偿政策实施对氨氮和化学需氧量的影响为负但不显著。可能的解释是下游地区经济较为发达,生态补偿支付力度和治污激励效果明显,而黄河流域上游地区环境脆弱,水资源保障形式严峻。中游地区是中国重要的农作物主产区和重工业基地,污染排放量较大,加之中上游地区经济发展水平相对较低,生态补偿资金投入相对不足,治污效果不够明显。另一方面,地方财政分权竞争将导致高污染密集型行业向上游集聚^[21],而高污染比重过大或者地方财政投入不足都会限制生态补偿政策的实施效果^[7]。

5 结论与建议

5.1 结论

黄河流域是中国重要的生态屏障和和经济地带,在中国经济社会发展和生态安全方面具有十分重要的地位。流域生态补偿作为水生态保护中的重要举措,在实现黄河流域共同抓好大保护,协同推进大治理,促进全流域高质量发展中具有重要作用。基于此,本文使用2007—2018年中国环境监测总站发布的水质自动监测周报数据,采用多期双重差分方法,实证检验了黄河流域生态补偿政策对水污染治理效果的影响及机制。主要结论如下:

表5 异质性分析

Table 5 Analysis of heterogeneity

	氨氮			化学需氧量		
	上游 (1)	中游 (2)	下游 (3)	上游 (1)	中游 (2)	下游 (3)
生态补偿政策	-0.015 (0.038)	-2.895 (0.490)	-0.631*** (0.057)	-0.360 (0.090)	-3.680 (1.767)	-13.680** (0.111)
控制变量	控制	控制	控制	控制	控制	控制
地区固定效应	控制	控制	控制	控制	控制	控制
时间固定效应	控制	控制	控制	控制	控制	控制
观测值	2717	1335	5905	2717	1335	5905
R ²	0.604	0.692	0.390	0.270	0.671	0.494

(1)黄河流域生态补偿政策的实施显著改善了黄河流域水环境治理效果,具体而言,生态补偿政策的实施使氨氮污染物和化学需氧量降低了约48.13%和53.54%。考虑到模型可能存在的自选择偏误问题,本文进一步使用PSM-DID和替换被解释变量的方法,结果表明上述基本结论依然成立。这表明黄河流域生态补偿政策的实施,缓解了流域居民和地方政府因保护环境产生的损失,具有显著的正向激励效应。

(2)进一步机制分析发现,生态补偿政策通过提高环境治理投资,降低工业废水排放,改善了水环境治理效果。黄河流域生态补偿政策的实施,发挥了显著的污染减排效应和地方环境治理投资效应,中央政府的纵向转移支付与地方政府间的横向转移,形成了有效的治理协作机制,从而改善了水环境质量。

(3)从空间角度而言,生态补偿政策对上、中、下游城市的水污染治理效果存在显著的异质性。具体来说,黄河流域生态补偿政策的推行显著改善了下游城市水污染状况,但对中上游城市水污染治理效果还不明显。表明生态补偿政策实施效果在流域间和空间上存在不平衡性。

5.2 政策建议

依据上述研究结论,本文提出如下政策建议:

(1)建立健全上中下游的地区间横向生态补偿的长效机制,建立跨流域环境联防联控体系。黄河流域上下游之间具有显著的空间关联性,地方政府在环境治理方面可能存在以邻为壑的行为,这使得黄河流域的上下游之间容易产生跨界污染问题。在增强中央政府对地方政府流域生态补偿的同时,还要重视建立上中下游之间合作治理机制,中央政府应发挥好协调者的角色,而生态补偿标准、测算以及实施方案则交由跨流域地方政府制定,从而提高生态补偿的效率,更好发挥补偿制度对流域水质的促进作用。

(2)中央政府和地方政府应加强中上游地区和经济欠发达区域生态转移支付,提高生态环境治理的积极性和可及性。一方面,要加大资金分配系数,重视对经济欠发达地区的环境治理资金投入,将中央政府的一般性转移支付收入纳入地方政府

财政投入能力计算范畴,指导推动省以下财政事权和支出责任划分,调动市县生态环境治理的积极性。另一方面,针对上游地区生态环境保护和经济发展需要之间的矛盾,综合运用资金补偿、技术补偿和项目补偿的方案,强化对中上游地区的基础设施和生态环境治理补偿力度,使中上游地区居民能够真实感受到生态保护带来的价值补偿,激发中上游地区的绿色发展动力。

(3)完善政府-市场-社会多元共治的流域生态环境治理新机制,依靠社会多元力量完善水环境治理路径。流域水环境治理需要依靠多元社会力量参与,形成“政府监管、市场驱动和公众参与”的流域生态治理模式。首先,中央政府应进一步制定实施一系列生态补偿制度,强化环境污染执法监管力度。其次,积极发挥市场机制,综合运用排污权交易制度、水权交易制度,与生态补偿制度协同推进,确保上游地区在补偿资金之外还能得到更多的政策优惠,弥补现阶段补偿资金偏少的矛盾。最后,要积极调动社会公众参与流域水环境治理的积极性,积极宣传和普及生态补偿知识,建立起流域生态环境治理的社会网络,形成共建、共治、共享的流域水环境治理新机制。

参考文献(References):

- [1] 伏润民, 缪小林. 中国生态功能区财政转移支付制度体系重构: 基于拓展的能值模型衡量的生态外溢价值[J]. 经济研究, 2015, 50(3): 47-61. [Fu R M, Miao X L. A new financial transfer payment system in ecological function areas in China: Based on the spillover ecological value measured by the expansion emergy analysis[J]. Economic Research Journal, 2015, 50(3): 47-61.]
- [2] Wunder S. Revisiting the Concept of Payments for Environmental Services[J]. Ecological Economics, 2015, 117:234-243.
- [3] Muradian R, Corbera E, Pascual U, et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services[J]. Ecological Economics, 2010, 69(6): 1202-1208.
- [4] Fernandez L. Wastewater pollution abatement across an international border[J]. Environment & Development Economics, 2009, 14(1): 67-88.
- [5] Cheng Y X, Wu D S, Bian Y. A systematic approach of determining compensation and allocation for river basin water environment based on total pollutants control[J]. Journal of Environmental Man-

2021年11月

- agement, 2020, DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110896.
- [6] 袁巍. 流域生态补偿与黄河流域保护[J]. 环境保护, 2011, (18): 27-29. [Yuan W. Watershed ecological compensation and Yellow River Basin protection[J]. Environmental Protection, 2011, (18): 27-29.]
- [7] 宋丽颖, 杨潭. 转移支付对黄河流域环境治理的效果分析[J]. 经济地理, 2016, 36(9): 166-172. [Song L Y, Yang T. Result analysis of transfer payment for environmental governance in Yellow River Basin[J]. Economic Geography, 2016, 36(9): 166-172.]
- [8] Yang W, Liu W, Luo J Y, et al. Performance and prospects of payments for ecosystem services programs: Evidence from China[J]. Journal of Environmental Management, 2013, 127: 86-95.
- [9] 王奕淇, 李国平, 延步青. 流域生态服务价值横向补偿分摊研究[J]. 资源科学, 2019, 41(6): 1013-1023. [Wang Y Q, Li G P, Yan B Q. Sharing of watershed ecosystem service value horizontal compensation burden by downstream cities[J]. Resources Science, 2019, 41(6): 1013-1023.]
- [10] Chen Y P, Fu B J, Zhao Y, et al. Sustainable development in the Yellow River Basin: Issues and strategies[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121223.
- [11] 徐鸿翔, 张文彬. 国家重点生态功能区转移支付的生态保护效应研究: 基于陕西省数据的实证研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(11): 141-148. [Xu H X, Zhang W B. Study on the ecological protection effect of the transfer payment of national key ecological function areas: An empirical study based on Shaanxi data[J]. China Population, Resources and Environment, 2017, 27 (11): 141-148.]
- [12] Yin X A, Liu Y M, Yang Z F, et al. Eco-compensation standards for sustaining high flow events below hydropower plants[J]. Journal Clean Production, 2018, 182: 1-7.
- [13] Muradinu R, Rival L. Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services Ecosystem services[J]. Ecosystem Services, 2012, 1(1): 93-100.
- [14] 缪小林, 赵一心. 生态功能区转移支付对生态环境改善的影响: 资金补偿还是制度激励[J]. 财政研究, 2019, (5): 17-32. [Miao X L, Zhao Y X. Impact of transfer payment in eco-functional areas on eco-environmental improvement: Capital compensation or institutional incentives[J]. Public Finance Research, 2019, (5): 17-32.]
- [15] 金凤君. 黄河流域生态保护与高质量发展的协调推进策略[J]. 改革, 2019, (11): 33-39. [Jin F J. Coordinated promotion strategy of ecological protection and high-quality development in the Yellow River Basin[J]. Reform, 2019, (11): 33-39.]
- [16] Zhao M M, Wang S M, Chen Y P, et al. Pollution status of the Yellow River tributaries in middle and lower reaches[J]. Science of the Total Environment, 2020, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137861.
- [17] Li A H, Cui S Y, Wang H R, et al. Water storage changes in the middle reaches of the Yellow River Basin based on GRACE time variable gravitation model[J]. Journal of Natural Resources, 2017, 32(3): 461-473.
- [18] Zhao M M, Chen Y P, Xue L G. Greater health risk in wet season than in dry season in the Yellow River of the Lanzhou region[J]. Science of the Total Environment, 2018, 644: 873-883.
- [19] 温忠麟, 叶宝娟. 中介效应分析: 方法和模型发展[J]. 心理科学进展, 2014, 22(5): 731-745. [Wen Z L, Ye B J. Analyses of mediation effects: The development of methods and models[J]. Advances in Psychological Science, 2014, 22(5): 731-745.]
- [20] 沈坤荣, 金刚. 中国地方政府环境治理的政策效应: 基于“河长制”演进的研究[J]. 中国社会科学, 2018, (5): 92-115. [Shen K R, Jin G. The policy effects of local governments' environmental governance in China: A study based on the evolution of the "river-director" system[J]. Social Sciences in China, 2018, (5): 92-115.]
- [21] 沈坤荣, 周力. 地方政府竞争、垂直型环境规制与污染回流效应[J]. 经济研究, 2020, 55(3): 35-49. [Shen K R, Zhou L. Local government competition, vertical environmental regulation and pollution backflow effect[J]. Economic Research Journal, 2020, 55(3): 35-49.]
- [22] She Y, Liu Y B, Jiang L, et al. Is China's river chief policy effective? Evidence from a quasi-natural experiment in the Yangtze River Economic Belt, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 220: 919-930.
- [23] Beck T, Levine R, Levkov A. Big bad banks? The winners and losers from bank deregulation in the United States[J]. The Journal of Finance, 2010, 65(5): 1637-1667.
- [24] La-Ferrara E. Soap operas and fertility: Evidence from Brazil[J]. American Economic Journal: Applied Economics, 2012, 4(4): 1-31.

Effects of ecological compensation on water environment governance in the Yellow River Basin: A test based on difference-in-difference method

MA Junqi¹, YUE Zhang²

(1. School of Public Administration, Chongqing Technology and Business University, Chongqing 400067, China; 2. School of Public Administration, Zhongnan University of Economics and Law, Wuhan 430073, China)

Abstract: Ecological compensation in the Yellow River Basin is an important system design to ensure the long-term stability of the Yellow River and promote the high-quality development of the entire river basin. This study used the national water quality monitoring data of key sections of the river basins from 2007 to 2018 and the data from the China City Statistical Yearbooks, and adopted the multi-period difference-in-difference method to empirically test the water environment governance effect and mechanism of the ecological compensation policy in the Yellow River Basin. The study found that the implementation of the ecological compensation policy has significantly improved the effect of water environment governance in the Yellow River Basin, and the ecological compensation in the Yellow River Basin has shown a significant long-term pollution control effect. This conclusion is still valid after a series of robustness tests. Mechanism analysis shows that the implementation of ecological compensation policy has had a significant institutional incentive effect. By increasing local government investment in environmental governance, reducing industrial wastewater discharge has improved the water pollution situation in the Yellow River Basin. From a spatial perspective, compared with cities in the upper and middle reaches of the Yellow River Basin, ecological compensation policy has had a more significant impact on the water environment management of downstream cities. Based on this, the article proposes relevant policy recommendations for improving the water environment of the Yellow River Basin from the perspectives of improving the horizontal ecological compensation within the river basin, attaching importance to the ecological transfer payment in the middle and upper reaches, and establishing a joint water pollution prevention and control system with multiple stakeholders.

Key words: ecological compensation; water environment governance; environmental governance investment; sewage emission reduction; difference-in-difference; Yellow River Basin