

地下水超采的农业项目综合治理效率及影响因素

——基于河北省49个试点县区的实证研究

李 静 刘 迪 常媛媛*

摘要:华北地区特别是河北省是我国地下水超采最为严重的地区,其中农业灌溉是地下水超采的主要诱因。本文基于可得的2016—2019年河北省49个县地下水治理的农业项目数据,采用EBM模型度量了农业项目综合治理效率及主要措施的治理效率,并运用分数响应模型实证分析了农业项目综合治理效率的主要影响因素。研究发现:农业项目综合治理效率保持了较高水平,综合治理效率及具体项目的效率呈现波动中改善势头;县区间治理效率分化明显;种植结构调整的效率高于其他措施。降水量、井灌回归补给以及财政支持对效率提升起到显著正向作用,地下水开采量、地表水体和农业比重呈负向制约作用。据此提出优化资源配置、建立协调治理机制、健全绩效考核体系、调整人口和产业结构以及注重运用新技术等政策建议。

关键词:地下水超采;农业项目;治理效率;EBM模型;分数响应模型

一、引言

地下水是世界上最重要的水资源之一,根据联合国粮农组织2020年公布的数据,地下水占有所有液态淡水的98%以上(Dunnivant & Anders, 2006),地球上99%的可利用淡水都存在于含水层中,使得地下水具有独特的缓冲能力能够弥合长期的干旱期(Margat & Gun, 2014)。然而人口增长、快速城市化、工业化、经济发展、粮食安全和气候变化正在给地下水消耗带来前

*李静(通讯作者),合肥工业大学经济学院,邮政编码:230009,电子信箱:lyb@hfut.edu.cn;刘迪,合肥工业大学经济学院,邮政编码:230009,电子信箱:liudi4603@163.com;常媛媛,合肥工业大学经济学院,邮政编码:230009,电子信箱:Changyy2017@163.com。

本文系国家自然科学基金项目“多目标约束下水资源税改革的效果评估及政策优化研究”(71974051)的阶段性成果。感谢匿名审稿专家的修改建议。文责自负。

所未有的压力(Mechlem, 2016)。联合国粮农组织地下水治理项目2018年发现过去50年(1960—2010年)地下水开采量增加了300%以上,全球地下水危机正在出现(Foster et al., 2013)。地下水超采直接造成地下水供水量减少、地下水取水成本增加(Varghese et al., 2013),同时也会造成地面沉降、基础设施破坏以及地下水水质恶化等后果(Zektser et al., 2005),成为制约发展中国家经济发展和粮食安全的重要因素。

作为高人口密度、粮食自给自足和经济以农业为基础的国家,中国大规模农业生产都依赖于地下水灌溉(Siebert et al., 2010),农业灌溉成为地下水超采的诱因(左喆瑜, 2016)。河北省是我国最重要的粮食产区之一,2019年河北省水资源总量为113.5亿立方米,而总用水量为182.3亿立方米,其中农业用水量为102.95亿立方米,占56%^①。由于地理位置和自然资源的限制,河北省境内缺乏地表水资源,农业产业尤其是小麦、玉米等粮食作物种植严重依赖过度开采地下水,进而形成华北地区最大地下水漏斗区。党中央、国务院高度重视地下水超采治理问题,2014年开始在河北省实行地下水超采综合治理试点工作^②,2019年,国务院批复实施《华北地区地下水超采行动方案》,范围扩大到整个华北地区,政策力度逐步加强^③。作为最早实施试点的省份,河北省按照国家地下水综合治理的工作部署和要求,重点推进“节、引、调、补、蓄、管”六大行动,先后制定并实施了冬小麦春灌节水、种植结构调整、农艺节水、季节性休耕等农业项目。从治理成效来看,据媒体报道和部分研究发现,2014—2019年压减地下水超采量36.9亿立方米,深层地下水位年平均降幅从5.82米减少到2.28米,综合治理效果可观^④。基于河北省地下水超采治理的先行经验和前期治理成效,剖析其治理效果对于整个华北地区超采治理工作的部署具有重要的示范与借鉴意义。然而,学术界对上述治理项目整体成效的评估,各项农业治理项目资金的使用效率,以及不同项目的优先序等研究仍然缺乏,存在明显的滞后性,亟须进一步研究。地下水治理是一个复杂和长期的过程,仅从地下水位短期变化还不能断定治理的成功,长期可持续性地下水治理面临的重要挑战(Shah, 2005; Grabert & Narasimhan, 2006)。因此,如何科学合理地评估农业项目的治理效率,探究影响治理效率的主要因素成为亟待解决的重要课题。

①数据来源:2019年河北省水资源公报, <http://slt.hebei.gov.cn/a/2020/10/19/BDCFD8411DA04C6A92B8C9757B8BACF9.html>。

②2014年6月,河北省人民政府以冀政函〔2014〕58号印发了《河北省地下水超采综合治理试点方案》,启动了衡水、沧州、邢台和邯郸四个市地下水治理试点工作。

③资料来源:中国政府网,《华北地区地下水超采综合治理行动方案》印发实施, http://www.gov.cn/xinwen/2019-02/22/content_5367771.htm。

④资料来源:《河北省地下水超采综合治理阶段性成效喜人》, http://www.chinawater.com.cn/newscenter/df/hb/202007/t20200708_752913.html。

二、文献综述

(一)地下水治理效果的研究

地下水治理的成效需要遵循负责任的集体行动的框架和指导原则,以确保控制、保护社会可持续地利用地下水资源,造福于人类及所依赖的生态系统^①。世界上许多地区地下水治理体系缺乏有效性,不足以确保生态环境的可持续发展(Megdal et al., 2015)。国内外关于地下水超采综合治理效果评估的研究成果丰硕。从研究对象来看可以分为农业项目综合治理体系和具体农业治理措施两大类。前者更关注地下水整体治理框架的效果评估,如 Barati 等(2019)采用系统动力学方法对印度地下水治理体系进行评价,发现地下水治理的现状是非智能化、非高效的。Frija 等(2014)对突尼斯的地下水治理进行了批判性评估,发现过去十年中突尼斯制定了许多针对地下水治理的决定和政策,但地下水治理效率仍处于较低水平。就国内学者而言,雷米等(2021)采用层次分析法构建库尔勒市地下水超采区农业项目综合治理评价指标体系,结果表明综合治理效果基本达到要求。这些研究立足于地区或国家农业项目综合治理体系效果的评估,多采用调研或指标体系的一次性评估办法,而缺少动态性考察及对具体实施项目效率的关注。部分文献就某些具体农业措施效果进行了研究,如 Frija(2009)运用 DEA 模型对突尼斯 1995—2005 年灌溉区农业用水效率测算发现,灌溉节水技术投资补贴政策节水效果不明显。胡振通和王亚华(2019)基于河北省实地调研数据,运用有无项目对比法,对冬小麦春灌节水政策的节水效果进行评估。You 等(2011)基于多准则决策模型研究发现南水北调工程提高了水资源利用效率,但无法根本解决农村地区地下水超采问题。上述研究成果更多地聚焦于单项措施的治理效果,无法评估农业项目综合治理体系的综合效率。

通过对相关文献的回顾发现,现有文献无论是关注地下水治理整体框架的效果评估,还是针对具体实施方案的效率评价,多数仅考虑结果导向,即聚焦于政策实施后地下水水位的变化情况以及地下水用水量等结果,较少有考虑农业项目投入的经济性及效率问题。同时,较少文献涉及农业项目综合治理整体框架和具体措施的治理效果的联合研究。因此,本文将河北省四类试点措施资金投入及浅层水、深层水埋深变化纳入效率评估体系,采用较前沿的效率评估的 EBM 模型评估了样本地区 2016—2019 年农业项目综合治理效率及各项治理措施的效率水平。

(二)地下水超采综合治理影响因素的研究

地下水水位动态变化不仅是区域地下水资源变化的结果,而且是地下水超采区治理成效最直观反映(雷米等, 2021)。研究地下水动态变化特征,可以更加充分准确地掌握地下水

^①资料来源于联合国粮农组织(FAO)报告《Groundwater Governance: Global Diagnostic on Groundwater Governance(2016a)》。

动态变化规律,从而可以更科学合理地评价地下水资源,考察地下水超采治理效果(李文智、王勇,2008)。因此在分析地下水综合治理时,不得不首先考虑地下水水位变化的影响因素。通过对现有文献回顾发现,影响地下水水位动态变化的主要因素包括人类活动以及气候变化、水文、地质构造等自然条件的变化。人类经济活动对水资源的集约利用和自然景观的改造,会导致流域自然水量平衡的变化(Pichura et al., 2020),还会通过引起农业生态系统的变化进而影响地下水的补给(Scanlon et al., 2005)。与此同时,地下水补给变化还与降水量等气候变化因素密切相关(McCallum et al., 2010),气候变化显著地影响了水文状况(Stagl & Hattermann, 2015; Giglio et al., 2015)。

而对于地下水综合治理影响因素的探究,全球观察到的大多数可持续地下水管理制约因素都与治理结构的失败有关^①。也有部分学者研究发现地下水治理成效与社会经济发展状况存在一定关联(Bakhshi et al., 2019)。信息缺失、能力不足以及各部门间协调失衡问题,同样破坏了对地下水的有效治理(Chaisemartin et al., 2017; Varady et al., 2012)。国内学者陈飞等(2020)针对华北地区严重的地下水超采问题,通过分析现状及原因,发现当前阻碍地下水超采治理的主要因素有政府补贴、农作物种植模式及规模、外调水源数量等。进一步聚焦于地下水超采治理的农业项目,罗文哲等(2019)采用结构方程探索发现农业节水效果与农户节水灌溉技术认知关系密不可分。柳荻等(2018)、谢花林和程玲娟(2017)以及龙玉琴等(2017)运用 Logistic 回归分别研究了农户休耕意愿的影响因素,包括农户的个人、家庭以及农业经营特征和主观评价等多个方面,不同类型农户对耕地休耕意愿有所差异。

现有对地下水综合治理影响因素研究中,重点关心政府和农户等参与者行为特征对治理效果的影响,大多忽略了地下水水位等自然资源变动影响,因此本文将影响地下水水位变化的自然因素、人为因素以及经济社会因素共同纳入影响因素分析模型,深层次地探讨影响农业项目综合治理效率的因素,以期为提高地下水综合治理效率提供理论支撑。鉴于此,本文选用2016—2019年河北省49县区相关地下水超采综合治理农业项目的数据,研究了农业项目综合治理效率及四个试点措施的治理效率的时空演化特征及影响因素。采用兼顾径向和非径向的EBM模型测度了农业项目综合治理效率及四个主要治理措施的分项效率,并运用分数响应模型实证分析了农业项目综合治理效率的主要影响因素。最后基于研究结果,给出主要的政策启示,以期为地下水综合治理的进一步开展提供实证支撑。

本文区别于现有同类文献体现在以下四个层面:(1)目前关于农业项目治理地下水的研究成果多数分析某一特定时间、地区的单项措施治理效果,本文基于河北49个县区数据,重点分析农业项目综合治理效率以及各项试点措施治理效率。(2)现有文献大多将浅层地下水

^①资料来源于联合国粮农组织(FAO)报告《Groundwater Governance: Global Diagnostic on Groundwater Governance》。

位埋深变化视作治理的成效,本文基于EBM模型混合导向将浅层地下水、深层地下水埋深变化均纳入治理效率评价的产出项,更加综合地分析农业项目治理效率的演化特征。(3)在研究方法上,使用EBM模型混合导向度量综合治理效率,克服径向和非径向,产出和投入角度的选择矛盾,并使用分数响应模型(FRM)研究治理效率的影响因素,克服传统Tobit模型截断机制错误的问题。(4)不仅研究了地下水农业项目综合治理效率,还给出了分类项目的绩效优先序,不仅考虑了地下水治理效率的自然、人为因素,还探究了试点治理县区的社会经济因素,以期为河北乃至华北地区地下水超采综合治理提供借鉴。

三、数据处理与研究方法

(一)研究区域与试点措施概况

河北省是我国水资源十分短缺的省份之一,年均降水量仅为484.5毫米,人均水资源仅为我国平均水平的1/7^①。作为中国主要的粮棉生产区,河北省用0.6%的水资源量,生产了中国5.6%的粮食。2018年,河北省农村人口占比43.57%,农作物播种面积为8197.1千公顷,其中粮食作物播种面积为6538.7千公顷,占比高达80%。河北粮食作物主要是小麦、玉米等农作物^②,而由于地形多为山地和平原,地表水资源匮乏,因此地下水成为农业经济发展的主要来源,致使地下水超采严重。2014年中央1号文件明确要求在华北地区河北省开展试点项目,以对河北省地下水超采漏斗区进行综合治理,同年河北省出台了《河北省地下水超采综合治理试点方案(2014年度)》。

2014年以来,河北省以实现地下水采补平衡为目标,颁布并执行地下水综合治理农业项目实施方案,以期构建科学可持续的农业种植体系、高效节水的灌溉体系,从而提高农业用水效率。其中农业项目主要包括种植模式调整、非农作物替代、春灌节水、保护性耕作、水肥一体化、井灌高效节水等。根据《河北省地下水超采综合治理试点方案(2014年度)》,本文主要对该方案的四大类试点措施的地下水超采治理效果进行评估和分析。具体项目做法及适用条件见表1。

河北地下水超采综合治理试点范围主要包括沧州、衡水、邯郸、邢台4市49个县区的黑龙港流域,全面覆盖了冀枣衡、沧州、南宫三大深层地下水漏斗区,试点区土地面积3.6万平方公里、耕地面积3370万亩、有效灌溉面积2712万亩、地下水超采量27亿立方米、深层地下水超采量21.5亿立方米,分别占全省的19%、34%、40%、45%和70%^③。由河北省2020年第11期地

①数据来源:河北省农业农村厅,<http://nync.hebei.gov.cn/>。

②数据来源:河北省2019年经济年鉴,<http://tjj.hebei.gov.cn/hetj/tjsj/jjn/>。

③数据来源:河北省人民政府关于印发《河北省地下水超采综合治理试点方案(2014年度)》的通知,<http://info.hebei.gov.cn/eportal/ui?pageId=6809997&articleKey=6823659&columnId=6812854>。

表 1 河北省地下水超采综合治理农业项目梳理

试点措施	具体项目	项目做法	适用条件	
农业项目	调整种植结构	种植模式调整	改冬小麦、夏玉米一年两熟制为种植玉米、棉花等农作物一年一熟制,实现“一季休耕、一季雨养”。	深层地下水严重超采且无地表水替代
		非农作物替代	非农作物替代农作物,实现耕地、河湖休养生息。	
	农业节水灌溉	冬小麦春灌节水	推广节水抗旱品种,配套节水保墒技术。	蓄水保墒能力较好的小麦种植区
		井灌高效节水	发展地表水高标准管灌、喷灌和微灌工程。	
	农艺节水措施	保护性耕作	实行免耕、少耕和农作物秸秆及根茬粉碎覆盖还田。	适用于地下水超采且无地表水替代的冬小麦、夏玉米种植区
		水肥一体化	推广小麦、玉米水肥一体化微喷灌、滴灌技术。	
	农田水利工程	南水北调中线工程	使受水区城市地下水不超采,把地表水返还给农业,置换地下水灌溉水源。	南水北调受水区范围
		引黄、引卫工程	积极引调其他外来水,扩大地表水灌溉面积。	引黄、引卫等灌区

资料来源:《河北省地下水超采综合治理试点方案(2014年度)》。

地下水超采区地下水位监测情况通报可知,沧州、衡水、邯郸、邢台4市普遍存在地下水平均埋深较低的情况。邯郸、邢台浅层地下水平均埋深分别为26.32米、25.92米,远大于全省浅层地下水平均埋深的18.19米。而对于深层地下水位而言,衡水平均埋深全省最低,为78.56米,沧州深层地下水位平均埋深也高达64.67米,深层地下水超采问题严峻^①。根据河北省政府2017年发布的有关通知可知,沧州、衡水以及邢台多数县区为深水层地下水严重超采区,邯郸市浅水层严重超采区较多^②。由表2可知,沧州、衡水、邢台、邯郸2016—2019年实施农业项目投资金额合计占河北省总投资均超过60%,其中2017年综合治理农业项目投资占全省投资的79.17%。因此本文选取沧州、邯郸、衡水、邢台4市49县区作为样本区域,以测度农业项目地下水综合治理效率及其影响因素,对于更好地推行地下水超采综合农业项目治理试点工作具有重要的现实意义。

(二)研究方法

数据包络分析(DEA)被广泛应用于多投入多产出决策单元的相对效率研究,已经被证明是综合评价中最为流行的方法之一(Cook & Zhu, 2013)。在DEA模型的选择上,一部分学者选择了径向的CCR模型、BCC模型,还有一部分学者选择了非径向的SBM模型。但径向模型

^①数据来源:河北省地下水超采区地下水位监测情况通报2020年第11期(总第23期),<http://slt.hebei.gov.cn/a/2020/12/18/DF93CD2050744A3989732814A432036F.html>。

^②数据来源:河北省人民政府关于公布地下水超采区、禁止开采区和限制开采区范围的通知,<http://info.hebei.gov.cn/eportal/ui?pageId=6809997&articleKey=6814168&columnId=6810251>。

与非径向模型皆存在一定的局限性,Tone和Tsutsui(2010)指出径向模型在测算效率值时忽略了非径向松弛变量的影响,非径向模型在测算效率时虽然考虑到了所有的径向与非径向松弛变量,但损失了效率前沿投影值的原始比例信息。据此,他们提出了EBM(Epsilon-based Measure)模型,该模型考虑了投入与产出数据的多样性及其对衡量技术效率的相对重要性,通过引入两个参数,建立了连接了径向和非径向模型的统一框架,包括投入导向、产出导向及非导向三种方式。另外,本文中重点分析地下水综合治理效率,决策单元为河北49县区,投入变量为农业项目资金投入,因此存在决策单元数量大、投入数据差异化大的特征,没有理由假定投入和产出的规模收益不变(CRS),因此本文选择基于可变规模收益(VRS)模型。

表2 沧州、衡水、邢台、邯郸4市2016—2019年投资情况 (单位:万元)

年份	2019		2018		2017		2016	
项目	小麦节水品种及配套技术推广补贴、旱作雨养种植项目投资		春灌节水、旱作雨养种植项目投资		综合治理农业项目投资		种植结构调整、农艺节水项目投资	
地区	投资金额	占比	投资金额	占比	投资金额	占比	投资金额	占比
沧州	6399	11.92%	5923	12.96%	22883	16.52%	30595	14.92%
衡水	6202	11.55%	6790	14.86%	39721	28.68%	38290	18.68%
邢台	8671	16.15%	7355	16.10%	29330	21.18%	36437	17.77%
邯郸	10922	20.34%	10961	23.99%	17723	12.80%	22340	10.90%
4市合计	32194	60.00%	31029	67.91%	109656	79.17%	127662	62.27%
河北	53690	100%	45690	100%	138500	100%	205000	100%

资料来源:河北省地下水综合治理项目任务表(2016年度、2017年度、2018年度、2019年度)。

以往的研究或者是基于投入导向或者是基于产出导向,即要么尽可能地缩减投入成本(保持产出不变),要么尽可能地扩大产出(保持投入不变),不能同时扩大产出和减少投入。因此,本文采用兼顾投入和产出两方面的非导向EBM模型对河北省49个县区农业项目治理效率进行度量,非导向EBM模型的原理如下:

假设有 n 个决策单元,即 $DMU_i = (DMU_{i1}, DMU_{i2}, \dots, DMU_{ik}, \dots, DMU_{in})$, 使用 m 种投入 $X_i = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{mi})$, 生产 s 种产出 $Y_i = (y_{i1}, y_{i2}, \dots, y_{si})$, x_{i0} 和 y_{i0} 表示待评估的评价单元,则决策单元效率值为:

$$\begin{aligned}
 E^* = \min_{\theta, \eta, \lambda, s^-, s^+} & \frac{\theta - \varepsilon_x \sum_{i=1}^m \frac{s_i^-}{x_{i0}}}{\eta + \varepsilon_y \sum_{i=1}^s \frac{s_i^+}{y_{i0}}} \\
 \text{s. t. } & \theta x_0 - X\lambda - s^- = 0, \\
 & \eta y_0 - Y\lambda + s^+ = 0, \\
 & \lambda_1 + \lambda_2 + \dots + \lambda_n = 1 \\
 & \lambda \geq 0, s^- \geq 0, s^+ \geq 0
 \end{aligned} \tag{1}$$

其中, X 表示 DMU 投入项, Y 表示 DMU 产出项, λ 为投入产出权重的线性组合, s^- 表示投入要素的松弛变量, s^+ 表示产出要素的松弛变量。 ε_x 、 ε_y 是 EBM 模型中的重要参数, 满足条件 $0 \leq \varepsilon_x \leq 1$ 、 $0 \leq \varepsilon_y \leq 1$, 反映了效率测度中非径向部分的重要程度。当 $\varepsilon=0$ 时, EBM 模型将简化为径向模型, 当 $\theta=\varepsilon=1$ 时, EBM 模型将转变为非径向的 SBM 模型。构建 EBM 模型前, 需对模型的关键参数 ε_x 、 ε_y 以及各投入产出指标的权重进行设置。根据 Tone 和 Tsutsui (2010) 的方法, 本文基于数据本身客观设置参数, 并借鉴 Cheng 和 Qian (2011) 提出的调整后的 Pearson 相关系数构建关联指数矩阵, 通过计算关联指数矩阵中的最大特征根和其对应的特征向量得到参数 ε_x 、 ε_y 及各项投入产出指标的权重。 E^* 为综合治理效率得分 ($0 < E^* \leq 1$), 反映了基于四项农业治理项目投入与两项目标产出体系下的综合治理绩效: 如果为 1, 表明试点县农业项目投资得到了充分利用, 或者地下水埋深得到有效改善; 如果小于 1, 则表明试点县投资存在浪费, 或地下水埋深继续恶化。

第 j 项措施的治理效率 e_j 可定义为:

$$e_j = x_j^*/x_j = (x_j - s_j^-) / x_j \quad (2)$$

其中, X_j^* 为措施 j 的在最优前沿上的投影值(即目标值), 即措施 j 最佳资金使用量; x_j 指措施 j 的实际资金投入值, s_j^- 表示措施 j 的松弛量, 即资金冗余量, 当 $s_j^- = 0$ 时, 即当 $e_j = 1$ 时, 措施 j 处于最佳使用状态。具体措施的效率的大小一方面衡量了各项目的资金有效使用程度, 另一方面也能比较具体项目之间效率的大小, 有利于指导项目资金投入上的优先序。

为了和传统的径向模型和非径向 SBM 模型相比较, 本文计算了同样投入和产出数据条件下的效率值, 可以发现三种方法所计算的效率值确实有不同程度的差异, 但总体趋势大体相同; 传统径向模型忽略了非径向松弛变量, 导致效率值偏高, 而 SBM 模型虽然能够纠正径向模型对非径向测度的偏差, 但也会损失一些重要的投影比例信息。相比较而言, EBM 效率值则把两者连接起来, 克服了两者的可能存在的缺陷。表 3 可见, EBM 得到的平均效率值介于 BCC 和 SBM 效率值之间。

表 3 2016—2019 年 BCC、EBM 和 SBM 平均效率值比较

模型类别	2016	2017	2018	2019
BCC	0.7522	0.8019	0.7768	0.8455
EBM	0.7250	0.7704	0.7420	0.7986
SBM	0.6851	0.7319	0.7144	0.7592

(三) 数据处理方法

DEA 模型对投入产出变量的选择最初的要求是, 需符合“生产经济”的性质 (Cooper et al., 2007), 即最好满足在 DMU 同质性的条件下, 一定的生产要素投入能够带来一定的产出。随

着DEA在社会经济领域的扩展使用,投入产出变量也扩展到更广的领域(Cook & Zhu, 2013),但一般认为投入变量和产出变量属于同一社会经济生产范畴,有明确的经济和社会含义,符合“生产经济”本质要求即可。

本文的研究主题是度量试点县农业项目地下水的治理效率,试点县符合同质性的要求;投入变量为不同类型项目资金投入,产出变量是地下水埋深,具有“生产经济”的投入产出关系,有明确的经济和社会意义。因此,本文选择的投入产出变量具有理论上的依据。

DEA方法的有效性依赖于样本数据与变量个数之间的选择,决定着DEA效率的高低及可辨识度。Dyson等(2001)建议投入和产出变量的数量应小于其乘积的两倍,Cooper等(2007)指出投入和产出指标总数不宜超过决策单元数量的1/3,否则会导致具体效率的高估或降低被评价单元的效率的区分度。本文评价对象为河北省49个县区,由表4可知,投入和指标数量满足投入产出数量与决策单元数量之间的经验法则。

表4 农业项目综合治理效率评价指标

投入产出	指标
投入	种植结构调整项目资金(万元) 农业节水灌溉项目资金(万元) 农艺节水项目资金(万元) 农田水利工程项目资金(万元)
产出	浅水层埋深比指数 深水层埋深比指数

需要特别说明的是,四类投入指标虽然都为项目资金投入,但都包含了劳动力成本、机器设备等固定资产投入,以及其他投入等,且更易于比较项目之间的投入效率。故本文未再以劳动力、资本等作为投入^①。而产出指标为浅水层埋深比和深水层埋深比指数^②,其中埋深比的计算公式为:

$$y_t^{\text{埋深比}} = y_t^{\text{埋深}} / y_{t+1}^{\text{埋深}} \quad (3)$$

其中, $y_{t+1}^{\text{埋深}}$ 为 $t+1$ 时期的地下水埋深, $y_t^{\text{埋深}}$ 为 t 时期的地下水埋深, $y_t^{\text{埋深比}}$ 表示 t 时期的地下水水位变化情况,满足DEA输出变量越大越好的特性,同时也能满足年度之间水位的相对变化。

①审稿人认为仅以项目资金作为投入变量,存在资金可叠加的问题,且不能考察人力、物力等的贡献问题,我们又重新使用按劳动力成本、机器设备等固定资产成本,以及其他投入成本作为指标,重新使用EBM进行测算,结果发现整体效率值有所下降,但各县区排名及年度趋势没有变化。再次证明,原四类项目已经包含了劳动力成本、固定资产等,不能简单地叠加处理。也证明了结果的稳健性。

②由于地下水埋深越大,表明地下水位越深,对DEA来说是一种非期望负向指标,和DEA产出指标思想不符,且模型也无法处理仅有非期望产出的情形。本文埋深指数是指上一年度埋深与本年度埋深的比值,指数一方面把原负向指标转成了正向指标,另一方面也能够体现地下水位的动态变化。

(四)试点区农业项目实施情况分析

2014年起经国务院同意,中央决定在河北省开展地下水超采综合治理试点,主要任务是着力解决华北地区地下水超采问题,并为推进地下水超采治理积累经验。2014—2015年作为试点工作的初期阶段,多数县区地下水超采治理农业项目的相关数据缺失,因此本文选取了河北省4市49个县区2016—2019年地下水超采综合治理农业项目的数据。

1.地下水治理措施资金投入

由图1可知,考察期内农田水利工程资金投入远大于其他类措施,农艺节水项目投入金额保持较低水平,调整种植结构和农业节水灌溉投入的金额数量差距不大。农田水利工程主要包括南水北调中线工程、引黄入邯等工程,在工程建设的初期需要大量的资金投入。农艺节水项目在河北省实施试点面积相对较少,2014年农艺节水项目实施面积81万亩,小于调整种植结构的85.3万亩和节水灌溉工程的160万亩^①。

调整种植结构项目中衡水市投入资金量最多,农业节水灌溉项目邯郸投入力度最大,农业节水项目河北四市投资力度大体一致,邯郸农田水利工程投资金额相对较大。由此可见,河北四市地下水综合治理实施措施侧重点不完全一致,各地政府依据地下水超采现状和经济因素等条件分配各类农业项目投资力度,以期解决地下水超采的困境。

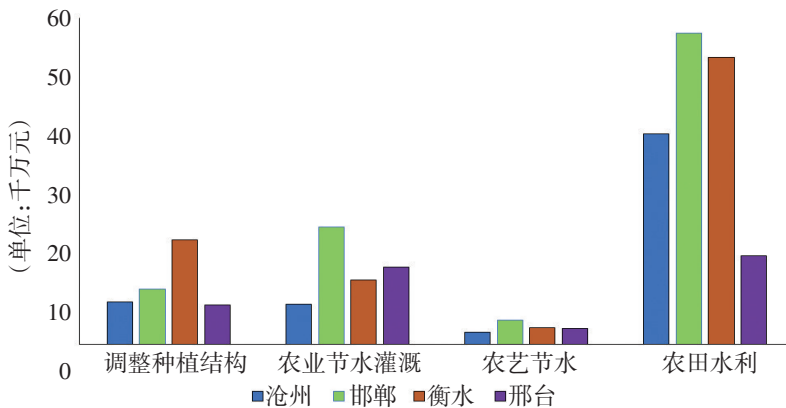


图1 2016—2019年河北四类农业项目投入金额

2.农业项目地下水治理效果

由图2可知,浅层地下水治理取得积极成效,浅层严重超采区埋深变化不大。2016—2019年间,浅层地下水埋深小于3m的县区数量明显增多,同时埋深在10~20m间的县区数量明显减少,而埋深大于20m的县区数变化不大。由此可见2016—2019年河北4市地下水超采综合治理取得积极成效,但浅层严重超采地区治理效果不佳,治理难度较大。

^①数据来源:《河北省地下水超采综合治理试点方案(2014年度)》, <http://info.hebei.gov.cn//portal/ui?page-Id=6809997&articleKey=6823659&columnId=6812854>。

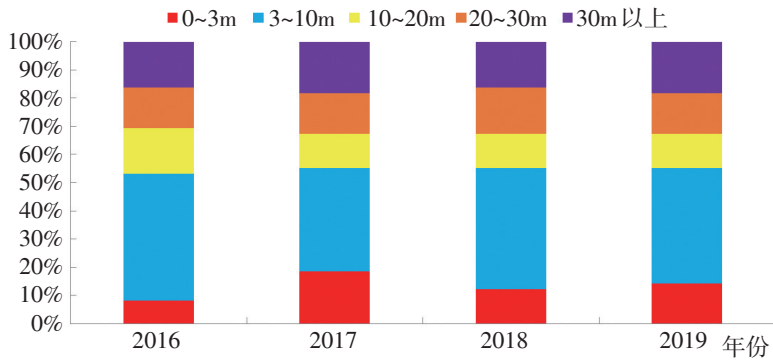


图2 浅层地下水埋深变化

由图3可知,深层地下水治理效果尚未显现。2016—2019年间,深层地下水埋深变化明显,埋深小于60m及60~62m的县区数明显减少,70m以上县区数增加,表明深层地下水超采治理还未显现。受到现有技术手段等因素限制,深层地下水治理难度较大,导致深层地下水综合治理效果不显著,多数县区深层地下水埋深改善势头缓慢。

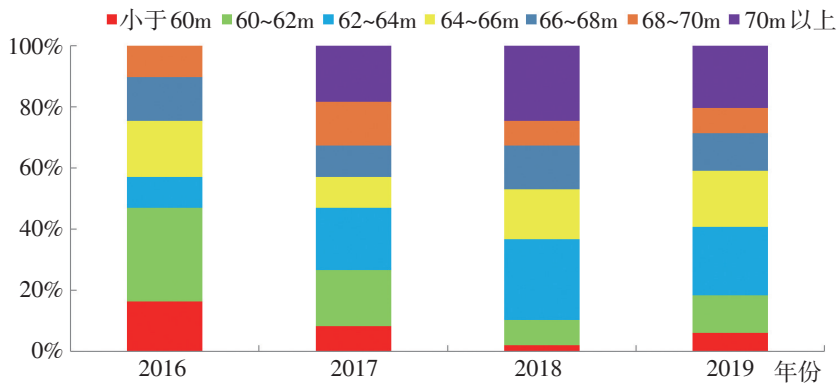


图3 深层地下水埋深变化

四、实证结果与分析

表5是投入和产出变量参数 ε 的得分检验,如果参数 ε 得分明显低于0.5,地下水综合治理效率主要采用径向方式度量,如果参数 ε 得分明显大于0.5,治理效率计算主要以SBM非径向方式为主测度。显然可以发现,2016—2019年 ε 得分检验值投入、产出上基本分布在0.5的两边,也证明了选用EBM混合距离函数进行地下水综合治理效率评价的适用性。

表5 2016—2019年投入、产出变量 ε 平均得分

ε	2016	2017	2018	2019
投入变量	0.4205	0.5063	0.5240	0.4522
产出变量	0.4808	0.3529	0.5025	0.5644

(一)农业项目综合治理效率评估及分析

经过计算发现,农业项目综合治理效率整体水平较高,县区间差异化明显,沧州治理效率优于其他县区。由图4知,2016—2019年间,河北省农业项目综合治理效率均值为0.76,表明样本区地下水治理资金利用率处于较高水平。而排名前五的县区均超过0.9,而排名末三位的县区农业项目综合治理效率均处于0.5以下,农业项目综合治理效率分化现象明显。治理效率超过全省平均水平的有27个县域,其中沧州、邯郸、衡水、邢台分别占了10个、6个、3个、8个,可见沧州农业项目综合治理效率整体表现最好,衡水多数县区效率有待提升。衡水地区是四个试点市中地下水超采最为严重的地区,经过几年的治理虽有所好转,但总体表现不佳,治理难度大。沧州所属各县区表现“抢眼”,主要是该市在四个地市中超采情况相对较好,逐年制定实施计划^①,严格进行考核奖惩,且自试点以来,沧州市除试点项目外,还每年安排其他治理项目,治理效果显著。

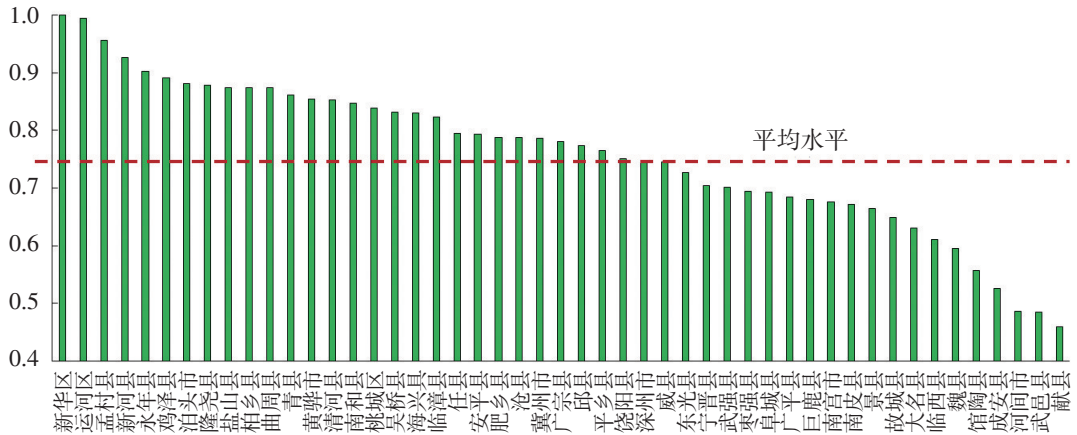


图4 2016—2019年河北省49个县区农业项目综合治理效率均值

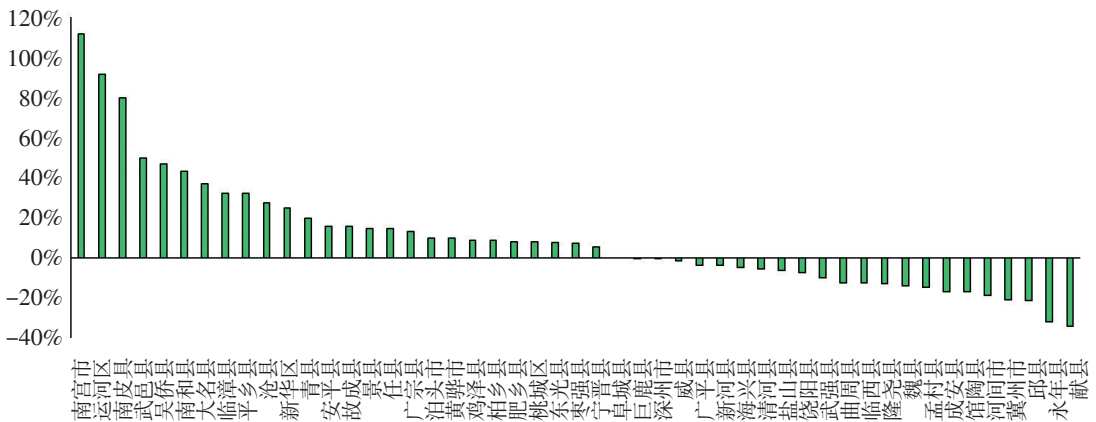


图5 2016—2019年河北省49个县区农业项目地下水综合治理效率变动百分比

^①资料来源:沧州市地下水超采综合治理2019年度实施计划, <http://www.cangzhou.gov.cn/zwbz/jggg/681978.shtml>。

由图5可知,农业项目综合治理效率呈向好趋势。2016—2019年间,超过55%县区农业项目综合治理效率呈上升态势,而图6显现农业项目综合治理效率整体呈波动中上升趋势,表明河北省49个县区农业项目综合治理效率在样本期间得到改善。衡水效率上升幅度明显,虽然整体治理效率不高,治理难度大,但衡水市结合市情水情,逐年制定实施方案,加大治理投入,推进地下水超采综合治理常态化,综合治理效率逐年攀升,上升幅度较大。

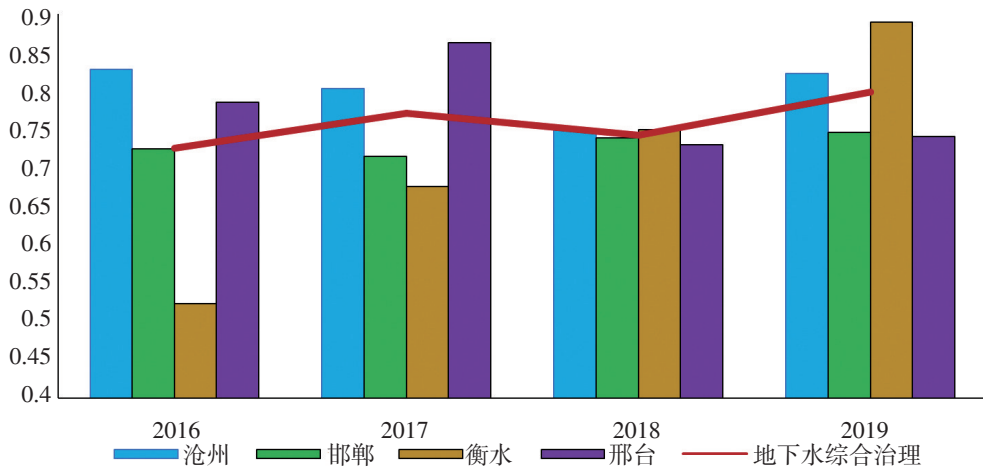


图6 2016—2019年河北省4市农业项目综合治理效率

(二) 农业项目具体措施治理效率比较

由图7可知,各项措施治理效率保持较高水平,且呈现稳定态势。2016—2019年间各项措施治理效率保持在0.75左右,整体处于较高水平。调整种植结构、农业节水灌溉、农田水利工程治理效率呈稳定中改善趋势,调整种植结构的上涨波幅最为明显,增幅为25.73%。农艺节水治理效率呈倒“V”型,呈小范围的下滑。由此可见各项农业节水措施治理效率稳定中呈现向好趋势,资金利用率及地下水治理效果得到一定程度的改善。

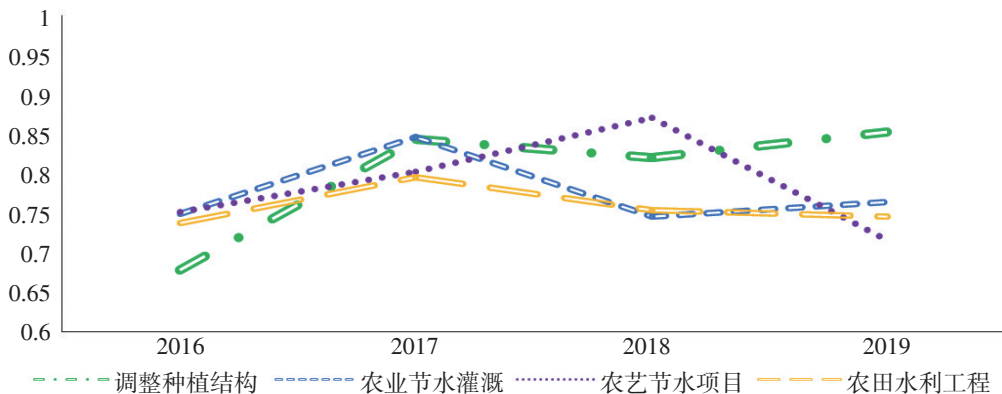


图7 2016—2019年河北省四类治理措施效率

由图8可知,调整种植结构治理效率高于其他措施。调整种植结构在2016—2019年治理效率均值为0.819,高于其他三类措施,其次是农业节水项目,而农业节水灌溉和农田水利工程的实施周期较长,部分治理效果尚未显现,治理效率相对较低,这与治理资金的投入规模呈现相反的结果。

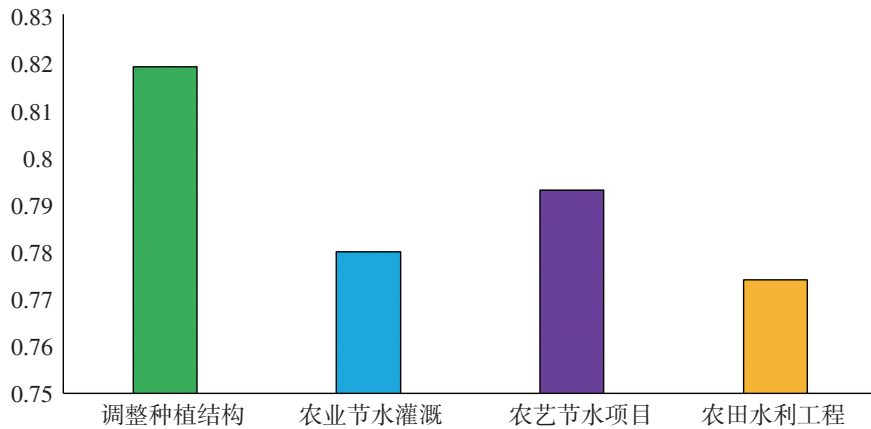


图8 2016—2019年试点措施治理效率均值

五、地下水综合治理效率影响因素分析

(一)影响因素指标选取

影响农业项目综合治理效率的因素是多方面的。现有文献多关注人为因素对地下水治理效率的影响,如政府监管力度、农户认知程度及参与度等对治理效率的影响情况,较少文献涉及影响地下水水位变化的自然因素。地下水水位动态变化不仅是区域地下水资源变化的结果,而且是地下水超采区治理成效最直观的反映,因此本文在分析农业项目对地下水治理效率影响因素时,重点分析地下水浅层水位及深层水位变化的影响因素,分别选取了自然因素(降水量、地表水体)和人为因素(地下水开采量、井灌回归补给)指标,结合各试点县区社会经济因素(财政支出比重、产业结构以及人口规模),综合考察各项指标对农业项目综合治理效率的影响。

自然因素中,降水量和地表水体对地下水回升会产生直接的影响,一般来说,年降水量越高,地下水埋深就会越浅。地表水体与地下水之间会产生自然上的交换关系,同时地表水体也受到居民、产业等因素的影响,其对地下水的交换和反馈可能出现积极或消极的影响。

人为因素中,地下水开采量显然对综合治理效率起着反向影响,开采量越大,地下水治理难度就越高,治理效率就越低。同时,井灌回归作为人为补给措施,可能正向促进地下水位回升,提高治理效率。

同时,试点治理区的社会经济因素也会影响地下水的治理绩效。首先,产业结构(第一

产业增加值占比)决定着产业的用水规模和抽取地下水的规模,根据2020年《河北经济年鉴》,2019年河北农业用水量占比仍高达62.7%,可以预见,农业产值比重与地下水治理效率呈反向关系。其次是试点区的人口规模。虽然人均用水量呈现逐步下降趋势,但统计显示,河北省居民生活用水量占比仍然从2010年的9.6%上升至2019年的14.8%^①,因此人口因素也是影响地下水治理的重要变量。最后是各县区财政支出占地区生产总值的比重,主要考虑到试点区财政投入的可能性。财政支出比重高的试点县区,显然会提升地下水治理的绩效。

(二)分数响应模型

农业项目综合治理效率介于[0,1]之间,现有文献多采用Tobit模型进行影响因素分析(王国红、王擎,2016)。但使用Tobit模型来进行治理效率的影响因素回归存在一定问题(Simar & Wilson, 2007),Tobit模型的一个缺陷是对分布的依赖性很强,对异方差产生的问题比较敏感,如果扰动项不服从正态分布或异方差,则估计就不一致(Gallani & Krishnan, 2017)。农业项目综合治理效率是分数定义方式的自然结果,并不是Tobit模型的截断机制或归并的结果。同时Tobit模型的值域也不同于本文效率值,综合效率没有为0的情况(Ramalho et al., 2010)。不恰当地在DEA效率回归时使用Tobit方法可能会产生误导性的结果(Ruggiero, 1998)。Papke和Wooldridge(1996)提出了分数响应模型(Fractional Response Model, FRM),克服了线性和非线性计量模型在研究有界数据时的许多局限性。FRM模型是采用准极大似然法则(Quasi-Maximum Likelihood Estimation, QMLE)估计的非线性模型,与Tobit模型相比,QMLE是渐近有效和一致的,因为FRM不需要对DEA得分的条件分布或异方差进行假设(Ogouedji et al., 2019)。此外,FRM模型的优点是允许效率和其影响因素之间存在非线性关系、允许样本误差存在序列相关和自相关性,且不允许效率值落在0~1之外,符合本文研究内容的需要。

为此,本文采用分数响应模型(FRM)进行稳健性检验,模型的具体形式为:

$$E(y_i|x_i) = G(x_i\beta) \quad (4)$$

其中,下标*i*代表各县区, x_i 为影响因素变量, β 为待估计参数。 $G(\eta) = \exp(\eta) / [1 + \exp(\eta)]$ 表示定义域为全体实数、值域为(0,1]的Logit形式的概率分布函数。

参考Papke和Wooldridge(1996),可通过准极大似然法则(QMLE)估计对数似然方程:

$$l_i(\beta) = y_i \ln[G(x_i\beta)] + (1 - y_i) \ln[1 - G(x_i\beta)] \quad (5)$$

最终最大化公式(6),得出式(4)中 β 值,即系数的估计。

$$\max_{\beta} \sum_{i=1}^{49} l_i(\beta) \quad (6)$$

^①数据来源: <https://www.huaon.com/channel/distdata/674613.html>。

(三)农业项目综合治理效率回归结果分析

根据所构建模型,运用Stata软件得到回归结果见表6。从表6的前两列中的综合治理影响因素回归系数可以得到以下结论:

地下水开采量对农业项目综合治理效率起到负向抑制作用。回归结果显示,在有无县区固定效应下,地下水开采量对治理效率均在1%水平上显著负向影响。地下水开采量的增加表明地下水压采量的减少,地下水水位下降,地下水超采情况更加严峻,从而加大农业项目对地下水综合治理难度,因此农业项目综合治理效率降低。

井灌回归补给是影响治理效率的第一大要素,对农业项目综合治理效率的提升起到正向推动作用。井灌回归补给系数远大于其他指标,且在1%水平上显著,表明河北省采取井灌回归补给行动对地下水水位变动具有显著的积极作用,通过地下水水位变动促使农业项目治理效率的大幅度提升。

降水量对于农业项目综合治理效率提升发挥积极作用。回归模型系数通过1%水平下的显著性检验。降水到达地面后,一部分以地表径流的方式流出,另一部分入渗地下称之为入渗量。降水量较高的地区,入渗量较高,地下水超采情况得到缓解,进而减低农业项目对地下水治理的难度,提高农业项目治理效率。

地表水体会阻碍农业项目综合治理效率提升。回归系数为负,且通过1%水平下的显著性检验。陈彭等(2016)研究发现地下水与地表水水力联系的变迁严格受河岸带地下水水位变化控制,雨季时地表水体补给地下水,旱季时地下水补给地表水体。样本地区位于中国北方,长期干旱气象明显,因此可能存在地下水补给地表水体情况,因此地下水治理难度提升,进而降低了综合治理效率。

各县区人口数量对农业治理效率提升起得反向作用。这表明人口压力在试点县区仍然没有缓解,人口的增长对地下水治理会带来规模上的负向影响。已有文献表明,人口结构的变动也会带来用水量的不同影响(金巍等,2018),因而,需要注重人口结构的改善对用水效率的提升作用,进而提高治理效率。

农业比重的系数显著为负,表明产业结构的不合理性也会带来用水的不合理,对地下水治理效率带来负面效应。农业是三次产业中用水量最大的产业,而且多数农业用水几乎不用交纳水费或水资源税(费),或者费用极低^①,这也给地下水综合治理绩效的提升带来较大障碍。因此,合理的农业水资源税费改革可能是下一阶段促进地下水治理绩效提升的重要途径。

各地财政支出比重的系数为正,表明财政支出比重越高,当地治理效率越好,与前述预期基本一致。这进一步证明地方投入与重视是地下水综合治理效率提升的重要保证。

^①资料来源:https://www.sohu.com/a/212770609_266922。

表6 农业项目综合治理效率影响因素的FRM回归

变量	(1) 全部样本	(2) 全部样本	(3) 浅层一般 超采地区	(4) 浅层严重 超采地区	(5) 深层一般 超采地区	(6) 深层严重 超采地区
地下水开采量	-0.015*** (0.002)	-0.015*** (0.003)	-0.015*** (0.003)	-0.012** (0.005)	-0.121* (0.066)	-0.014*** (0.003)
降水量	0.156*** (0.041)	0.111*** (0.033)	0.036** (0.015)	0.109** (0.025)	0.313*** (0.007)	0.125*** (0.044)
地表水	-1.655*** (0.301)	-2.412*** (0.256)	-1.526 (1.001)	-1.125 (1.356)	-2.019*** (0.259)	-2.031*** (0.269)
井灌回归	4.235*** (0.256)	6.712*** (0.854)	4.050*** (1.269)	4.036** (2.298)	6.088*** (2.201)	5.008*** (1.685)
人口规模对数	-1.823*** (0.303)	-2.621*** (0.411)	-1.623*** (0.365)	-1.698*** (0.411)	-2.145*** (0.865)	-2.154*** (0.676)
农业比重	-1.012*** (0.256)	-1.156*** (0.320)	-1.023*** (0.128)	-1.448*** (0.300)	-1.221 (0.665)	-1.056 (0.676)
财政支出比重	0.196*** (0.042)	0.188*** (0.036)	0.156** (0.015)	0.122** (0.022)	0.231*** (0.007)	0.145*** (0.044)
常数项	-1.314*** (0.478)	-1.453*** (0.426)	-2.239*** (0.555)	-2.741** (0.951)	-3.041*** (1.421)	-1.886*** (0.422)
县区固定效应	否	是	是	是	是	是
时间固定效应	是	是	是	是	是	是

注: 括号内为稳健标准误;***、**、*分别表示在1%、5%和10%水平显著。

(四)分超采类型回归结果分析

基于河北省政府2017年发布的关于地下水超采区范围通知^①,样本地区可划分为浅层地下水一般超采区、浅层地下水严重超采区、深层地下水一般超采区及深层地下严重超采区。对于严重超采区,政府规定了严格的用水政策,如不得开凿新的取水井,不得新增地下水取水量;在一般超采区,地下水取水实行分级审批,根据取水量分别由市级和省级人民政府审批。同时结合2016年河北实施的水资源税征收办法,一般超采区和严重超采区也实行了分区不同的水资源税办法,严重超采区税率要远高于一般或非超采区。划分的目的就是为合理开发和有效保护地下水资源,促进水资源可持续利用。分超采类型地区农业项目综合治理效率影响因素回归结果见表6的第3到第6列。

总体上,各影响因素对地下水一般和严重超采区都存在较为显著的作用,没有表现出明显的区别,仅有农业比重对深层地下水超采区作用不显著。具体说来,地水量开采量、地表水体、人口和农业比重都对各分区地下水治理效率的提升造成不利影响,而降水量、井灌回归补

^①河北省人民政府关于公布地下水超采区、禁止开采区和限制开采区范围的通知, <http://info.hebei.gov.cn//portal/ui?pageId=6809997&articleKey=6814168&columnId=6810251>。

给以及财政支持对治理效率具有明显的正向促进作用。另外,深层地下水超采区各影响因素的系数绝对值要稍大于浅层地下水超采区,表明同样的治理投入或影响作用,对深层地下水治理效率的提升更为明显,敏感程度要高于浅层地下水区。虽然深层地下水治理难度较大,但治理回报较高。因此不同类型超采区应结合地区自然状况、产业结构和财政支持程度,选择适宜的农业具体措施来提升地下水综合治理效率。

六、结论与政策启示

(一)结论

本文基于可得2016—2019年河北省49县区地下水治理农业项目数据,运用新兴的能兼顾径向与非径向的EBM模型测度了农业项目综合治理效率和四类主要治理措施的效率,从自然因素和人为因素量方面,采用FRM模型对农业项目综合治理效率的主要影响因素进行了实证研究。研究得出以下结论:

(1)河北省农业项目综合治理效率处于较高水平,总体呈向好趋势。2016—2019年间农业项目综合治理效率均值为0.76,时序变化显现波动中上升特征,表明河北省农业项目综合治理效率整体较高,且呈现逐年改善趋势,这与政府多年不断加大地下水投入力度的现实情况相符。

(2)各分类试点措施治理效率整体呈现改善态势,调整种植结构项目治理效率相对较高。调整种植结构治理效率为0.819,高于其他三类措施,农田水利工程治理效率相对落后,与措施资金投入规模呈完全相反的结果。调整种植结构、农业节水灌溉、农田水利工程治理效率在样本期间呈明显上涨趋势,农艺节水项目小幅度下滑,试点措施整体展现改善趋势,与农业项目综合治理效率变化趋势一致。

(3)农业项目治理效率空间分布呈现异质性。浅层地下水治理效果明显优于深层地下水,县区间农业项目治理效率两级分化现象明显,沧州市治理效率整体表现突出,衡水市提升速度较快。

(4)降水量、井灌回归补和财政投入对农业项目综合治理效率提升起到显著正向作用,地下水开采量、地表水体、农业比重以及人口压力则对治理效率呈负向制约作用。此外,不同超采区影响因素表现出明显的异质性,深层地下水超采区回归系数要高于其他超采区。

(二)政策启示

第一,充分发挥地方治理经验,因地制宜,建立县区间协调治理机制。农业项目治理效率及其影响因素存在明显的空间异质性,这就要求政府要因地制宜来采取针对性措施,建立区域间协调治理机制,充分发挥地区地理和经济的优势,提高农业节水、用水效率。

第二,优化资源配置,提升资金利用效率。试点措施治理效率呈现明显的差异化,应考虑

项目治理效率的优先序,适当加大高效率试点措施的资金投入规模,优化其他措施的规模。同时兼顾综合治理的可持续性,兼顾长短周期治理的协同性。

第三,完善和细化农业项目治理效率的绩效考核机制。应建立和完善地区农业项目执行的监管和评价机制,将治理效率纳入政府或项目组绩效考核体系,完善细化实施方案,每年通报进展,严格考核问责,逐步提高农业项目的地下水治理效率。

第四,持续优化产业结构和人口结构,强化地下水治理的长期性和可持续性。地下水治理绩效的提升依赖于所在地区涉水产业和人口结构的持续性转型,产业结构的持续优化,特别是需水量大的产业,调减小麦等高耗水作物种植面积,大力推广节水品种和技术。同时,人口结构中农业人口的不断降低,以及受教育水平持续提升,长期内都会有助于地下水综合治理绩效的稳定和提高。

第五,探索使用地下水治理的先进技术手段,建立进度及时追踪,成效实时评价与成果定期展示的长效运行机制。充分利用和提升现有治理技术和监测手段,探索建立大数据管理系统,完善数据收集报送、任务进度跟踪、目标完成通报、成效和成果及时评价与展示等。

参考文献:

- [1] 陈飞,丁跃元,李原园,等. 华北地区地下水超采治理实践与思考[J]. 南水北调与水利科技(中英文), 2020, 18(02): 191-198.
- [2] 陈彭,苗晋杰,王威,等. 陡河流域地表水与地下水转化关系[J]. 南水北调与水利科技, 2016, 14(02): 165-171.
- [3] 胡振通,王亚华. 华北地下水超采综合治理效果评估——以冬小麦春灌节水政策为例[J]. 干旱区资源与环境, 2019, 33(05): 101-106.
- [4] 雷米,周金龙,魏兴,等. 干旱区绿洲城市地下水超采区综合治理评估[J]. 人民黄河, 2021, 43(02): 100-105.
- [5] 李文智,王勇. 浅析地下水动态变化特征及其应用[J]. 治淮, 2008, (05): 12-14.
- [6] 柳荻,胡振通,靳乐山. 华北地下水超采区农户对休耕政策的满意度及其影响因素分析[J]. 干旱区资源与环境, 2018, 32(01): 22-27.
- [7] 龙玉琴,王成,邓春,等. 地下水漏斗区不同类型农户耕地休耕意愿及其影响因素——基于邢台市598户农户调查[J]. 资源科学, 2017, 39(10): 1834-1843.
- [8] 罗文哲,蒋艳灵,王秀峰,等. 华北地下水超采区农户节水灌溉技术认知分析——以河北省张家口市沽源县为例[J]. 自然资源学报, 2019, 34(11): 2469-2480.
- [9] 金巍,章恒全,张洪波,等. 城镇化进程中人口结构变动对用水量的影响[J]. 资源科学, 2018, 40(04): 784-796.
- [10] 王国红,王擎. 新常态下中国银行业的成本效率研究[J]. 金融评论, 2016, 8(02): 86-99.
- [11] 谢花林,程玲娟. 地下水漏斗区农户冬小麦休耕意愿的影响因素及其生态补偿标准研究——以衡水为例[J]. 自然资源学报, 2017, 32(12): 2012-2022.
- [12] 左喆瑜. 华北地下水超采区农户对现代节水灌溉技术的支付意愿——基于对山东省德州市宁津县的条件价值调查[J]. 农业技术经济, 2016, (06): 32-46.

- [13] Bakhshi, A., L. Cecchini, B. K. Pour, M. Ghanian, et al. Factors Influencing Farmers' Knowledge about Sustainable Groundwater Management[J]. *International Journal of Water*, 2019, 13(2): 122–138.
- [14] Barati, A. A., H. Azadi, and J. Scheffran. A System Dynamics Model of Smart Groundwater Governance[J]. *Agricultural Water Management*, 2019, 221: 502–518.
- [15] Chaisemartin, M. D., R. G. Varady, S. B. Megdal, et al. Addressing the Groundwater Governance Challenge [C]//*Freshwater Governance for the 21st Century*. Switzerland: Springer, Cham, 2017.
- [16] Cheng, G. and Z. Qian. An Epsilon-Based Measure of Efficiency in DEA— An Alternative Method for the Affinity Index[R]. 2011.
- [17] Cook, W. D. and J. Zhu. *Data Envelopment Analysis: Balanced benchmarking*[M]. U. S.: CreateSpace Independent Publishing Platform, 2013.
- [18] Cooper, W. W., L. M. Seiford, and K. Tone. *Data Envelopment Analysis: A Comprehensive Text with Models, Applications, References and DEA–Solver Software*[M]. U. S.: Springer, 2007.
- [19] Dunnivant, F. M. and E. Anders. *A Basic Introduction to Pollutant Fate and Transport: An Integrated Approach with Chemistry, Modeling, Risk Assessment, and Environmental Legislation*[M]. New Jersey: John Wiley Sons, 2006.
- [20] Dyson, R. G., R. Allen, A. S. Camanho, et al. A Pitfalls and Protocols in DEA[J]. *European Journal of Operational Research*, 2001, 132(2): 245–259.
- [22] Foster, S., J. Chilton, G. J. Nijsten, et al. Groundwater — A Global Focus on the ‘Local Resource’ [J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2013, 5(6): 685–695.
- [23] Frija, A. *Efficiency Analysis of Irrigation Water Demand Institutions in Tunisia*[M]. Belgium: Ghent University, 2009.
- [24] Frija, A. S., A. Chebil, S. Speelman, et al. A Critical Assessment of Groundwater Governance in Tunisia[J]. *Water Policy*, 2014, 16(2): 358–373.
- [25] Gallani, S. and R. Krishnan. Applying the Fractional Response Model to Survey Research in Accounting[R]. 2017.
- [26] Giglio, O. D., A. Quaranta, G. Barbuti, et al. Factors Influencing Groundwater Quality: Towards an Integrated Management Approach[J]. *Annali Di Igiene*, 2015, 27(1): 52–57.
- [27] Grabert, V. K. and T. N. Narasimhan. California's Evolution Toward Integrated Regional Water Management: A Long–Term View[J]. *Hydrogeology Journal*, 2006, 14(3): 407–423.
- [28] Margat, J. and J. V. D. Gun. *Groundwater Around the World: A Geographic Synopsis*[M]. U.S.: Crc Press, 2014.
- [29] McCallum, J. L., R. S. Crosbie, G. R. Walker, et al. Impacts of Climate Change on Groundwater in Australia: A Sensitivity Analysis of Recharge[J]. *Hydrogeology Journal*, 2010, 18(7): 1625–1638.
- [30] Mechlem, K. Groundwater Governance: The Role of Legal Frameworks at the Local and National Level— Established Practice and Emerging Trends[J]. *Water*, 2016, 8(8): 347.
- [31] Megdal, S. B., A. K. Gerlak, R. G. Varady, et al. Groundwater Governance in the United States: Common Priorities and Challenges[J]. *Groundwater*, 2015, 53(5): 677–684.
- [32] Ogoudedji, S. A., I. S. Egyir, et al. Assessing Drivers of Maize Storage Losses in South West Benin Using a Fractional Response Model[J]. *Journal of Stored Products Research*, 2019, 83: 281–291.
- [33] Papke, L. E. and J. M. Wooldridge. Econometric Methods for Fractional Response Variables with an Application to 401 (k) Plan Participation Rates[J]. *Journal of Applied Econometrics*, 1996, 11(6): 619–632.
- [34] Pichura, V. I., L. A. Potravka, P. M. Skrypchuk, et al. Anthropogenic and Climatic Causality of Changes in

- the Hydrological Regime of the Dnieper River[J]. *Journal of Ecological Engineering*, 2020, 21(4): 1–10.
- [35] Ramalho, E. A., J. J. Ramalho, and P. D. Henriques. Fractional Regression Models for Second Stage DEA Efficiency Analyses[J]. *Journal of Productivity Analysis*, 2010, 34(3): 239–255.
- [36] Ruggiero, J. Non–Discretionary Inputs in Data Envelopment Analysis[J]. *European Journal of Operational Research*, 1998, 111(3): 461–469.
- [37] Scanlon, B. R., R. C. Reedy, D. A. Stonestrom, et al. Impact of Land Use and Land Cover Change on Groundwater Recharge and Quality in the Southwestern US[J]. *Global Change Biology*, 2005, 11(10): 1577–1593.
- [38] Shah, T. Groundwater and Human Development: Challenges and Opportunities in Livelihoods and Environment[J]. *Water Science and Technology*, 2005, 51(8): 27–37.
- [39] Siebert, S., J. Burke, J. M. Faures, et al. Groundwater Use for Irrigation—A Global Inventory[J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2010, 14(10): 1863–1880.
- [40] Simar, L. and P. W. Wilson. Estimation and Inference in Two–Stage, Semi–Parametric Models of Production Processes[J]. *Journal of Econometrics*, 2007, 136(1): 31–64.
- [41] Stagl, J. C. and F. F. Hattermann. Impacts of Climate Change on the Hydrological Regime of the Danube River and Its Tributaries Using an Ensemble of Climate Scenarios[J]. *Water*, 2015, 7(11): 6139–6172.
- [42] Tone, K. and M. Tsutsui. An Epsilon–Based Measure of Efficiency in DEA—A Third Pole of Technical Efficiency[J]. *European Journal of Operational Research*, 2010, 207(3): 1554–1563.
- [43] Varady, R. G., F. V. Weert, S. B. Megdal, et al. Groundwater Governance: A Global Framework for Country Action[R]. 2012.
- [44] Varghese, S. K., J. Buysse, A. Frija, et al. Are Investments in Groundwater Irrigation Profitable? A Case of Rice Farms from South India[J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 2013, 49(1): 52–66.
- [45] You, J., H. Gan, K. Tang, L. Jia, et al. Analysis of Impact of South–to–North Water Transfer Project on Groundwater Exploitation in North China[C]//World Environmental and Water Resources Congress 2011: Bearing Knowledge for Sustainability. 2011.
- [46] Zektser, S., H. A. Loática, and J. T. Wolf. Environmental Impacts of Groundwater Overdraft: Selected Case Studies in the Southwestern United States[J]. *Environmental Geology*, 2005, 47(3): 396–404.

Governance Efficiency and Influencing Factors of Agricultural Projects for Overexploitation of Groundwater: Empirical Study of 49 Pilot Counties in Hebei Province

Li Jing, Liu Di and Chang Yuanyuan

(School of Economics, Hefei University of Technology)

Abstract: North China, especially Hebei Province, is the most serious area of groundwater overexploitation in China, and agricultural irrigation is the main cause of groundwater overexploitation. Based on the available agricultural proj–

ect data of groundwater treatment in 49 counties of Hebei Province from 2016 to 2019, we used EBM model to measure the comprehensive governance efficiency of agricultural projects and the governance efficiency of main measures, and empirically analyzed the main influencing factors of comprehensive treatment efficiency of agricultural projects using the fractional response model. The results show that the comprehensive governance efficiency of agricultural projects has maintained a high level. Besides, the comprehensive governance efficiency and the efficiency of specific projects show a momentum of improvement in fluctuation, and the governance efficiency of county is obviously differentiated. The efficiency of planting structure adjustment is higher than other measures. Precipitation, proper irrigation recharge and financial support play a significant positive role in improving efficiency, while groundwater exploitation, surface water and agricultural proportion are negatively restrictive. Our conclusions imply some policy suggestions, such as optimizing resource allocation, establishing coordinated governance mechanism, improving performance appraisal system, adjusting population and industrial structure, and paying attention to the use of new technology.

Keywords: Groundwater Overexploitation; Agricultural Projects; Governance Efficiency; EBM Method; Fractional Response Model

JEL Classification: P28, Q25, Q56

(责任编辑:朱静静)