

流域尺度下季节性休耕生态补偿标准的 空间优化研究*

——以海河流域为例

王夏林^{1,2} 王转林^{1,2} 王金霞^{1,2} 严婷婷³ 黄开兴^{1,2}

摘要：季节性休耕是地下水超采综合治理的重要措施，探究区域差异化的休耕生态补偿标准对于制定和完善休耕生态补偿机制、确保政策的可持续性具有重要意义。本文以作为中国粮食主产区和地下水超采最为严重的海河流域为例，基于生态补偿理论框架，构建海河流域三级子流域尺度下的生态经济模型，并运用模型测算不同政策情景下各子流域空间优化的休耕生态补偿标准，模拟作物种植结构的变化和地下水压采效果。结果表明：海河流域区域差异化的休耕补偿标准取值范围为218~689元/亩。制定基于各子流域空间优化的休耕生态补偿标准可以激励农民压减冬小麦种植面积、调整作物种植结构，在保证农户的生产收益不受损失的前提下，实现更大的地下水压采目标。实施区域差异化的休耕生态补偿标准，在维持现行政策效果的前提下，可以减少10%的公共财政支出；在扩大政策覆盖范围的情况下，可使流域平均新增地下水压采量67立方米/亩；在财政资金有限的情况下，能够确保政策实施的有效性和可持续性。

关键词：季节性休耕 地下水超采 生态补偿标准 空间优化 海河流域

中图分类号：F323.6; F724.6 **文献标识码：**A

一、引言

党的十八大以来，习近平多次指出“绿水青山就是金山银山”，指明了实现发展和保护协同共生的新路径^①。季节性休耕政策是落实耕地保护、实施“藏粮于地”战略、践行生态文明思想的重要举

*本文研究得到国家重点研发计划项目“黄淮海地区地下水超采治理与保护关键技术及应用示范”（编号：2021YFC3200505）和国家自然科学基金青年项目“海河流域地下水—粮食—能源的系统韧性”（编号：42301321）的支持。感谢匿名审稿专家和编辑部对本文提出的宝贵修改意见，当然文责自负。本文通讯作者：王金霞。

^①参见《树牢绿水青山就是金山银山理念》，《经济日报》2013年1月17日10版。

措。2016年,原农业部等十部委联合印发《探索实行耕地轮作休耕制度试点方案》(以下简称《试点方案》),明确要求在地下水超采区、重金属污染区、生态退化区等开展轮作休耕^①;2023年中央“一号文件”再次强调,健全耕地休耕轮作制度^②。《试点方案》中特别指出,因地制宜采取直接发放现金或折粮实物补助的方式^③,保障农民利益不受损失。那么,“谁来补、补多少、怎么补”才能实现生态效益与经济效益的“双赢”,解决这一系列问题成为制定和完善休耕政策的关键所在。

休耕政策是一种典型的生态补偿政策,国内外开展了广泛的政策实践。生态补偿在国际上被称为生态系统服务付费,是以保护和可持续利用生态系统服务为目的、以经济手段为方法来调节各方利益关系的一种激励机制(Wunder, 2015)。国际上,一些国家很早就开展了休耕生态补偿项目。例如:日本早在1971年推出了农地休耕计划,用来解决水稻产量过剩的问题(Fujioka et al., 2001);美国在1986年开始实施休耕保护项目,主要针对易于遭受水土侵蚀的耕地(Hellerstein, 2017);欧盟在1988—2008年开展了共同农业项目,通过休耕减少农产品供应过剩及其存储成本(Ustaoglu and Collier, 2018)。然而,尽管多数国家的休耕生态补偿政策旨在调控粮食产量和保护耕地资源,却未能充分考虑到流域水资源管理,特别是对地下水资源保护方面的关注明显不足。

自2014年起,中国的季节性休耕政策在河北省地下水超采区开始试点,成为最重要的地下水超采综合治理措施之一。该政策要求在地下水超采区实现“一季休耕、一季雨养”,并按照500元/亩的补偿标准对压减冬小麦种植面积的农户进行补贴,引导他们调整农业种植模式,减少灌溉用水量,以实现地下水压采目标^④。尽管季节性休耕政策为实现地下水压采目标做出了一定贡献(Deng et al., 2021),但鉴于财政预算的限制和政策长期执行的必要性,提高政策实施的有效性和可持续性成为政府和学术界共同关注的热点问题。

影响休耕生态补偿政策实施的有效性和可持续性的因素有很多,其中一个关键因素是休耕补偿标准的制定。为此,国内外学者围绕休耕生态补偿标准开展了研究。国外有关休耕补偿的理论研究和实践经验较为丰富,在制定差异化休耕补偿标准方面有很多值得借鉴之处(饶静, 2016)。很多学者从微观层面上研究了土壤质量、灌溉条件和生产者特征等不同因素对休耕补偿标准产生的影响(Isik and Yang, 2004; Suter et al., 2008)。在宏观层面,以美国休耕保护计划(conservation reserve program, 简称CRP)为例,美国农业部根据各地土地的相对生产率和租金价格,在不同区域对每一类型耕地制定不同的最高补偿金额,因此,实际执行的休耕生态补偿标准较为多样化(Monger et al., 2018; Lim and Wachenheim, 2022)。另外,欧盟的休耕补偿政策则以农场规模和休耕年限来制定差异化的生态补偿

^①参见《农业部等十部委办局关于印发探索实行耕地轮作休耕制度试点方案的通知》, https://www.moa.gov.cn/nygbg/2016/diqiqi/201711/t20171128_5921712.html。

^②参见《中共中央 国务院关于做好2023年全面推进乡村振兴重点工作的意见》, https://www.gov.cn/zhengce/2023-02/13/content_5741370.htm?dzb=true&eqid=9f2f924f00000d8300000004648179ea。

^③参见《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》, <https://www.hebei.gov.cn/hbszfxgk/6806024/6807473/6807180/6812533/6812854/6823659/index.html>。

标准 (Biffi et al., 2021)。

在中国针对休耕补偿标准的既有文献中, 部分研究利用条件价值评估法估算某一地区农户参与休耕生态补偿政策的受偿意愿, 并讨论休耕补偿标准的合理性问题 (曾黎等, 2018; Zuo et al., 2020)。有学者认为, 现有补偿标准偏低, 可能会影响农户生计水平和参与生态补偿政策的积极性, 不利于政策实施的可持续性 (曾黎等, 2018)。越来越多的学者指出现有研究对休耕政策补偿区域内部异质性的考虑不足 (龙玉琴等, 2017; 钟媛和张晓宁, 2018)。虽然统一的休耕补偿标准能够有效降低政策执行成本, 但没有考虑不同地区在水文条件、土壤特性、灌溉需求、种植模式、生产管理水平和地下水超采程度等方面的差异性 (俞振宁等, 2018; 柳荻等, 2019; Deng et al., 2021)。这些差异性因素也是影响农户参与休耕政策机会成本的重要因素, 将导致不同区域的休耕补偿标准存在差异 (Ma et al., 2012; Wang and Li, 2018)。因此, 制定合理的休耕补偿标准应避免“一刀切”的做法, 应根据自然条件、社会经济等因素的区域差异来实施差别化补偿。这种方法能够避免公共资金的浪费, 并提高政策的成本效益 (王学等, 2016)。然而, 国内在休耕生态补偿标准差异化方面的研究依然较少。

国内外文献中, 关于休耕生态补偿标准的测算方法也尚未形成广泛认可的观点 (闫海明等, 2022)。很多研究使用了机会成本法 (刘鑫等, 2019; 张晶渝等, 2019), 但该方法难以全面量化生产投入成本, 常导致计算结果偏低 (Salas-Garita and Soliño, 2019)。有学者提出, 将生态系统服务价值的增量作为生态补偿标准的理论上限, 能更好地体现生态补偿机制的激励作用 (Liu et al., 2018)。然而, 在评估新增生态系统服务价值时, 大多数研究主要依赖生态模型来模拟自然资源的合理分配, 并专注于生态效益最大化。这种方法虽然对于理解和改善生态系统服务至关重要, 却往往忽视了在既定经济目标下, 如何有效平衡和优化区域生态效益与经济效益, 以提升整体社会福祉 (Zhang and Ren, 2021; Martinsen et al., 2019)。

鉴于以上研究现状, 本文主要回答以下两个问题: 一是如何基于区域差异对休耕生态补偿标准进行优化, 协调农户生产收益与地下水压采之间的矛盾? 二是在政府财政资金约束的背景下, 如何通过差异化的生态补偿标准提高季节性休耕政策的有效性和可持续性?

与已有文献相比, 本文的边际贡献主要有以下三个方面: 首先, 本研究将研究视角扩展到流域层面, 以中国地下水超采最为严重的海河流域为例。区别于以往基于县级或市级行政地区层面对休耕补偿标准开展的实证研究, 本研究首次考虑某个流域不同子流域的资源禀赋和经济发展差异, 从空间尺度上对休耕生态补偿标准进行测算和优化, 并且深入分析区域差异化的休耕补偿标准对流域内农业生产和地下水压采的影响。这在一定程度上弥补了现有研究对休耕政策补偿区域内部的差异性考虑较少的不足。

其次, 本研究同时采用生态系统服务价值评估法和机会成本法两种方法来估算生态补偿标准的范围, 并根据休耕政策的公共财政预算, 制定区域差异化的休耕生态补偿标准。本文以生态系统服务价值评估为基础, 引入经济学中的影子价格, 计算休耕后产生地下水压采量的经济价值, 以此作为休耕生态补偿标准的理论上限值, 同时计算出休耕的机会成本作为休耕生态补偿标准的理论下限值。结合这一区间, 本文进一步考虑公共财政预算的约束, 确定区域差异化的休耕生态补偿标准。

最后,本研究建立生态经济模型,分析在实现农业生产收益最大化和地下水压采目标下,如何优化水资源使用和调整种植结构。该模型将同时评估实施休耕政策的生态效益和经济效益,从而弥补现有文献在休耕政策评估方法和评估效果上的不足。现阶段,中国还在其他区域探索实行耕地轮作休耕制度试点方案^①,尽管这些试点区域不同,休耕生态补偿政策在补偿标准、补偿范围、补偿对象和补偿方式等方面存在差异(杨文杰等,2018),但这些政策的理论机理都很类似。因此,本文所回答的科学问题对于进一步改进国内外其他休耕生态补偿政策也有重要的借鉴意义。

二、理论分析

(一) 休耕生态补偿标准范围的界定

生态补偿标准测算生态补偿研究的难点问题。学术界的一般观点是:生态系统服务价值可以作为生态补偿标准的理论上限,而机会成本则作为生态补偿标准的理论下限(Farley and Costanza, 2010; 李文华和刘某承, 2010)。这也是现实中普遍接受的补偿水平。从休耕生态补偿的具体实践看,农户是生态系统服务的提供者,实现了地下水压采;农户也是理性经济人,以获得生产收益为重要目标。如果想让农户自愿参与休耕政策,休耕后农户的农业生产收益和他们获得的生态补偿资金之和至少应等于农户休耕前的农业生产收益;也就是说,休耕生态补偿标准至少要弥补农户参与休耕的收益损失,即生态补偿的最低值应为农户休耕的机会成本。如果生态补偿标准小于机会成本,农户则不愿意参与休耕政策(谢花林和程玲娟, 2017)。另外,尽管农户的休耕意愿可能随着补偿标准提高而增强,但休耕补偿标准不能超过休耕政策实施所增加的生态系统服务价值这一最高值。如果生态补偿标准大于生态系统服务价值,会造成公共财政的负担(王学等, 2016)。因此,休耕生态补偿标准应介于农户的机会成本与其所提供的新增生态系统服务价值之间,这样才存在社会福利改善的空间,生态系统服务的买卖双方才有可能通过协商达成一致(柳荻等, 2018)。

本研究拟测算休耕生态补偿标准的合理范围。一方面,本文采用机会成本法确定休耕生态补偿标准的最低值,即农户休耕的机会成本等于休耕前后种植农作物的净收益之差,而净收益为种植农作物的总收益与总成本之差。另一方面,本文根据新增生态系统服务价值测算休耕生态补偿标准的最高值(官冬杰等, 2016; 吴娜等, 2018)。考虑农户参与休耕生态补偿政策之后,在休耕的地块上不再采取冬小麦—夏玉米的轮作种植模式,休耕生态补偿政策可能通过影响农户的作物种植结构或作物灌溉面积,降低地下水灌溉用水量,从而取得一定的地下水压采效果。因此,本文将新增生态系统服务价值定义为地下水压采量的经济价值,计算新增地下水压采量与水的影子价格的乘积,以此表示购买这些生态系统服务需要支付的最高补偿标准。本文认为,休耕政策的合理补偿标准应该介于最低值与最

^①2016年《探索实行耕地轮作休耕制度试点方案》印发以后,中国在部分地区探索实行耕地轮作休耕制度试点,试点区域主要在地下水漏斗区、重金属污染区和生态退化区,各地根据地方特点制定具体的实施方案。参见《农业部等十部委办局关于印发探索实行耕地轮作休耕制度试点方案的通知》, https://www.moa.gov.cn/nybg/2016/diqiqi/201711/t20171128_5921712.html。

高值之间。

(二) 基于社会福利最大化的休耕生态补偿标准

从环境经济学的角度来讲，地下水资源具有公共产品的属性，当地下水灌溉的边际私人收益与边际社会收益相偏离时，就产生了外部性问题。外部性的存在使得资源难以最优配置，因此，生态补偿机制通过将外部性“内部化”，使生产者的私人成本等于社会成本，从而提高整个社会的福利水平 (Varian, 1994; Zhang et al., 2007)。

本文的生态经济模型主要从“社会计划者”视角出发，以流域的社会福利最大化为目标函数，以地下水存量为约束来优化资源配置。“社会计划者”是试图为所有参与方取得最佳结果的决策者。与只考虑经济收益的农业生产者不同，“社会计划者”将地下水带来的生态价值纳入社会福利作为优化目标的一部分，进而最大化社会福利。假设农户 S 的生产成本函数是 $c_S(s, x)$ ， s 是农作物产量， p_S 是农产品的价格， x 是地下水灌溉用水量。对于农户水源所在的地下含水层来说，地下水使用的成本函数用 $c_R(r, x)$ 表示， r 是剩余的地下水存量，取决于农户所使用的地下水灌溉用水量 x 。

农户的农业生产效益最大化问题可以表示为：

$$\text{Max } p_S s - c_S(s, x) \quad (1)$$

压采地下水带来的生态效益最大化问题可以表示为：

$$\begin{cases} \text{Max } -c_R(r, x) \\ \text{s.t. } r + x = X \end{cases} \quad (2)$$

(2) 式中： X 表示地下水存量；其他符号含义与前文介绍一致。

将生产外部性问题内部化后，农户的利润最大化问题成为：

$$\text{Max } p_S s - c_S(s, x) - c_R(r, x) \quad (3)$$

该优化问题的拉格朗日函数为：

$$L = p_S s - c_S(s, x) - c_R(r, x) + k(r + x - X) \quad (4)$$

(4) 式中： k 表示资源约束的拉格朗日乘子；其他符号含义与前文介绍一致。

由此，拉格朗日函数的一阶条件推得的利润最大化条件分别是：

$$\frac{\partial L}{\partial s} = 0 \Rightarrow p_S = \frac{\Delta c_S(s^*, x^*)}{\Delta s} \quad (5)$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Rightarrow k = \frac{\Delta c_R(r^*, x^*)}{\Delta r} \quad (6)$$

$$\frac{\partial L}{\partial x} = 0 \Rightarrow k = \frac{\Delta c_S(s^*, x^*)}{\Delta x} + \frac{\Delta c_R(r^*, x^*)}{\Delta x} \quad (7)$$

(5) ~ (7) 式中： s^* 、 x^* 和 r^* 分别表示作物产量、地下水灌溉用水量和剩余地下水存量的优化解；其他符号含义与前文介绍一致。(6) 式中：随着含水层中剩余地下水存量的减少， k 表示每

保留 1 单位地下水所产生的边际成本。这种边际成本通常也被称为水的影子价格，可以反映地下水对农民的价值，即农户愿意为最后消耗的 1 立方米地下水所支付的最高价格 (Williams et al., 2017)。理论上讲， κ 即休耕生态补偿标准的最高值。(7) 式表示每使用 1 单位地下水对农户和环境带来的边际外部成本。

联立 (6) 式和 (7) 式，可得：

$$\frac{\Delta c_R(r^*, x^*)}{\Delta r} = \frac{\Delta c_S(s^*, x^*)}{\Delta x} + \frac{\Delta c_R(r^*, x^*)}{\Delta x} \quad (8)$$

(8) 式中，各符号含义与前文介绍一致。(8) 式的含义为：当流域的休耕生态补偿标准达到最高值时，生态系统管理者的边际外部成本等于其边际外部收益。在这种状态下，生态系统管理者将保留或使用每 1 单位地下水以做出经济上最有效的决策，从而使流域的社会福利达到帕累托最优状态。

(三) 研究框架

根据上文分析，本文建立空间尺度下的生态经济模型，来计算海河流域不同子流域单元的休耕生态补偿标准。本文具体研究框架如图 1 所示。

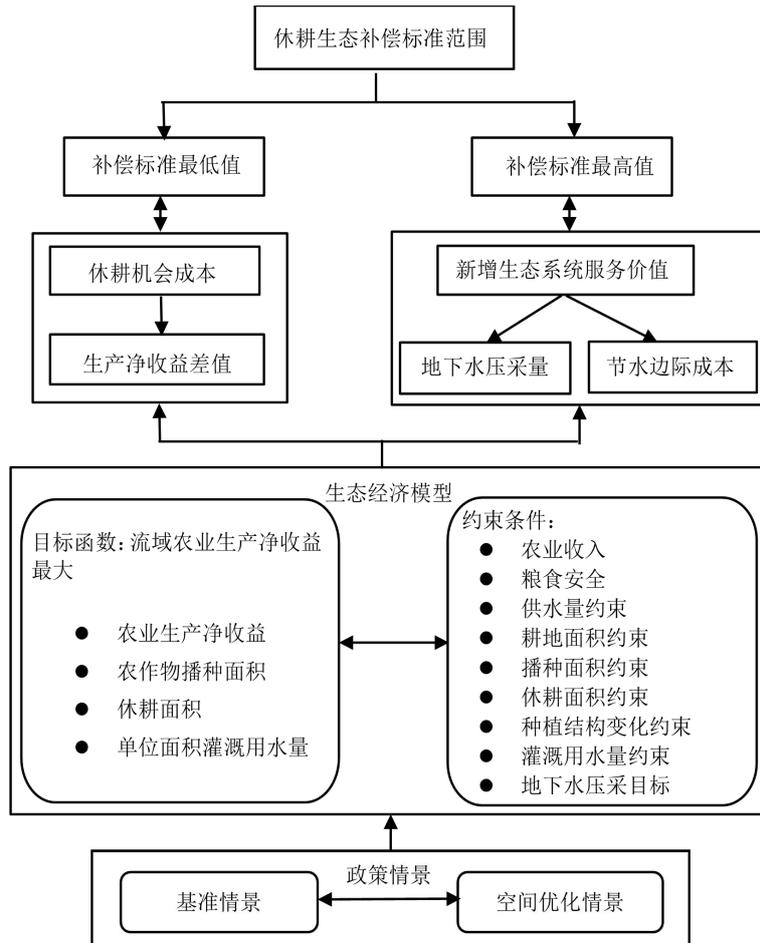


图 1 研究框架

首先, 本文模拟在现行统一的休耕补偿标准下, 流域内所有农户农业生产的净收益及其对应的地下水灌溉用水量, 以此作为基期模型。其次, 本文模拟在空间优化的休耕补偿标准下, 流域内农户农业生产的最大净收益和实现的地下水压采目标, 并与基期相比较。通过求解模型, 可以得到政策优化情景下休耕生态补偿的最低值和最高值。再次, 本文核算不同补偿标准下实施休耕政策的财政补贴金额, 明晰休耕政策所能实现的生态效益和经济效益。最后, 本文确定差异化目标导向下海河流域各子流域的生态补偿标准, 以期为完善流域范围内休耕生态补偿机制提供支撑, 提高休耕生态补偿项目的有效性和持续性。

三、研究方法和数据来源

(一) 生态经济模型

本文建立以实现流域农业生产净收益最大化为经济目标、以地下水压采为生态目标的空间生态经济模型。模型的目标函数是流域内所有农户农业生产的净收益。同时, 农户的农业生产决策又受到地下水供应和粮食安全等一系列约束条件的限制。其中, 流域地下水压采目标的约束主要通过简化的水平衡方程来反映地下水含水层储水量的变化^①。

接下来, 本文讨论基期模型的目标函数和基本约束条件。基期模型的目标函数可以用下面的公式表示:

$$\text{Max } NBF = \sum_{i=1}^{15} \sum_j [p_{i,j} \times \text{yield}_{i,j} \times A_{i,j} - ct_{i,j} \times A_{i,j} - CR_{i,j} - \lambda_i \times \Delta d_i] \quad (9)$$

(9) 式中: NBF 表示海河流域总的农业生产净收益 (元); i 表示三级子流域单元, $i=1, 2, \dots, 15$; j 表示作物种类, $j=m$ 代表单种玉米, $j=h$ 代表冬小麦-夏玉米, $j=o$ 代表经济作物 (棉花和油料作物), $j=g$ 代表蔬菜; $p_{i,j}$ 表示农产品价格 (元/千克); $\text{yield}_{i,j}$ 表示作物单产 (千克/公顷); $A_{i,j}$ 为作物 j 播种面积 (公顷); $ct_{i,j}$ 为作物单位面积的生产投入成本, 具体包括种子、化肥、人工和农药的投入总成本 (元/公顷); $CR_{i,j}$ 表示子流域地下水灌溉成本 (元); λ_i 表示子流域水的影子价格 (元/立方米), 反映每多节约 1 单位地下水所产生的边际成本; Δd_i 表示子流域新增的地下水压采量 (立方米)。值得注意的是: 在基期模型中, λ_i 近似于拉格朗日乘子, 数值为 0; 而在政策优化情景中, 模型将根据 Δd_i 的变化导出对应的 λ_i 并将二者的乘积纳入目标函数。由于水的影子价格 λ_i 反映了水资源的经济价值, $\lambda_i \times \Delta d_i$ 表示地下水压采量所等价的经济损失 (元)。因此, NBF 用来计算农户农业生产的总收益减去生产投入成本、地下水灌溉成本和节水增加成本后得到的净收益。

^①为简化模型设计, 本研究不考虑地下水含水层的测向补给和回流等。基于简化的水平衡原则, 含水层当期的流入量应与流出量保持一致, 因此, 本文假设: 在供水量保持不变的情况下, 各子流域新增的地下水压采量等同于减少的地下水灌溉用水量。

各子流域地下水灌溉的成本为:

$$CR_{i,j} = pe \times E \times H_i \times \beta_i \times \eta_i \times WG_{i,j} \times A_{i,j} \quad (10)$$

(10) 式中: pe 表示提水灌溉的电价 (元/千瓦时), 是抽取地下水农户实际支付的成本; E 是指以一定的效率将 1 立方米水提升 1 米所需的能量 [千瓦时/(立方米·米)] (Wang et al., 2012); H_i 表示子流域的平均水泵扬程 (米); β_i 表示地下水灌溉面积比例; η_i 表示子流域中有效灌溉面积与农作物总播种面积之比, 以此估算总的有效灌溉面积占比; $WG_{i,j}$ 表示作物 j 在子流域 i 中的单位面积灌溉用水量 (立方米/公顷); 其他符号含义与 (9) 式中一致。

基本约束条件包括供水量约束、耕种面积约束、播种面积约束和休耕面积约束等。供水量约束可以表示为:

$$\sum_{i=1}^{15} \sum_j WG_{i,j} \times A_{i,j} \times \eta_i \leq GWA \quad (11)$$

(11) 式中: GWA 表示流域农业总供水中用于灌溉部分的水量 (立方米), 其他符号含义与 (9) 式、(10) 式中一致。作物总的灌溉用水量不超过流域农业总供水中用于灌溉部分的水量。

耕地面积约束可以表示为:

$$\sum_j A_{i,j} \leq A_{i,crop} \quad (12)$$

(12) 式中: $\sum_j A_{i,j}$ 表示子流域主要作物的耕地面积之和 (公顷); $A_{i,crop}$ 表示子流域的总耕地面积 (公顷)。

播种面积约束可以表示为:

$$A_{i,m} + 2 \times A_{i,h} + A_{i,o} + A_{i,g} \leq A_{i,total} \quad (13)$$

(13) 式中: $A_{i,m}$ 表示子流域单种玉米的播种面积; $A_{i,h}$ 既表示子流域冬小麦的播种面积, 也表示复种夏玉米的播种面积, 因此, 在计算总播种面积时以 2 倍的形式出现; $A_{i,o}$ 表示子流域经济作物的播种面积; $A_{i,g}$ 表示子流域蔬菜的播种面积; $A_{i,total}$ 表示子流域的农作物总播种面积。流域主要作物的总播种面积应小于等于子流域中所有农作物的总播种面积。

休耕面积约束可以表示为:

$$Af_i / A_{i,crop} = 0.01 \quad (14)$$

(14) 式中: Af_i 表示子流域的休耕面积, $A_{i,crop}$ 表示子流域总耕地面积 (公顷)。2019 年海河流域休耕面积 200 万亩, 大约占海河流域总耕地面积的 1%^①。因此, 本文假设各子流域休耕面积占该子流域总耕地面积的 1%, 以设定基期模型中各子流域的休耕面积。

^①海河流域休耕面积数据来源于课题组实地调查所得。

(二) 政策情景设置

在基期模型的基础上, 本文拟优化具有区域差异的休耕补偿标准, 并模拟在此补偿标准下流域内农户的农业生产净收益和地下水压采经济效益的最大化。与基期模型相比, 优化模型对种植结构、粮食安全、耕种面积和种植收入等方面增加额外约束, 以严格控制地下水超采量, 并确保农户的经济收益。这些约束条件具体情况如下。其中, 种植结构约束可以表示为:

$$A_{i,j} / A_{i,j}^* \geq 0.2 \quad (15)$$

(15) 式中: $A_{i,j}^*$ 表示基期的作物播种面积 (公顷); $A_{i,j}$ 的含义与 (9) 式中相同。借鉴已有研究 (Pourmohamad et al., 2019), 本文设定除冬小麦之外的其他作物 ($j = m, o, g$) 优化后的播种面积应不低于该作物现有种植面积的 20%。本文设定这一比例, 以确保可持续利用地下水灌溉, 并尽可能减少对经济收益的影响。

粮食安全约束可以表示为:

$$0.7 \leq A_{i,h} / A_{i,h}^* \leq 1 \quad (16)$$

(16) 式中: $A_{i,h}^*$ 表示基期的冬小麦播种面积 (公顷); $A_{i,h}$ 的含义与 (13) 式中相同。相关研究表明, 北方缺水地区需贡献新增粮食的 65% (饶静, 2016)。为保证扩大休耕面积后海河流域的粮食生产安全, 粮食安全约束对压减的冬小麦播种面积进行界定, 使冬小麦播种面积不低于基期种植面积的 70%。

耕地面积约束可以表示为:

$$\sum_j A_{i,j} \leq \sum_j A_{i,j}^* \quad (17)$$

(17) 式中: $\sum_j A_{i,j}$ 为主要作物的耕地面积之和 (公顷); $\sum_j A_{i,j}^*$ 表示基期的主要作物耕地面积之和 (公顷)。因为耕地的总面积不受政策影响, 优化情景下主要作物的总耕地面积不应超过基期主要作物的总耕地面积。

灌溉用水量约束可以表示为:

$$\Delta d_i \geq wa_i^* - \eta_i \times \sum_j WG_{i,j} \times A_{i,j} \quad (18)$$

(18) 式中: wa_i^* 为子流域基期的灌溉总用水量 (立方米); 其他符号含义与 (9) 式、(10) 式中一致。

地下水压采目标可以表示为:

$$\sum_{i=1}^{15} \Delta d_i \geq 0.02 \times \sum_{i=1}^{15} \beta_i \times wa_i^* \quad (19)$$

(19) 式中: $\sum_{i=1}^{15} \Delta d_i$ 表示优化情景中流域总的地下水压采量 (立方米); 其他符号含义与 (10) 式、(18) 式中相同。休耕政策的预期压采目标是每年至少维持压采量 3.6 亿立方米^①。本文根据 2019 年海河流域地下水灌溉用水量将这一指标折算成比例, 约为基期年份地下水灌溉用水量的 2%。因此, 该约束规定流域地下水压采总量应大于等于该预期压采目标, 以此保证在优化的休耕补偿标准下产生更好的地下水压采效果。

农业收入约束可以表示为:

$$NBF_i \geq rev \quad (20)$$

(20) 式中: NBF_i 表示子流域的农业生产净收益 (元); rev 表示基期年份海河流域农户的农业净收入 (元)。该约束要求农户农业生产总的净收益应大于或等于基期的农业净收入, 用于表明优化休耕补偿标准后农户的经济利益不受损害。

休耕面积约束可以表示为:

$$0.01 < Af_i / A_{i,crop} < 1; Af_i = A_{i,h}^* - A_{i,h} \quad (21)$$

(21) 式中: Af_i 表示子流域的休耕面积, $A_{i,h}^*$ 表示子流域基期的冬小麦播种面积 (公顷); 其他符号含义与 (13) 式、(14) 式中相同。本文假设各子流域的休耕面积占其耕地面积的比例大于基期休耕比例 1%, 以此模拟在优化的休耕补偿标准下休耕政策的推广和应用。

本文利用通用代数建模系统 (general algebraic modelling system, 简称 GAMS) 软件中的 CONOPT 求解器对模型进行求解。基于模拟结果, 本文测算得到政策优化情景下各子流域新增地下水压采量的经济价值, 即子流域休耕生态补偿标准的最高值, 计算公式如下:

$$bm_i = \lambda_i \times \Delta d_i / Af_i \quad (22)$$

(22) 式中: bm_i 表示休耕生态补偿标准的最高值 (元/公顷); 其他符号含义与 (9) 式、(21) 式中相同。

(三) 数据来源

本文研究区域为中国华北地区的海河流域, 该流域地跨北京、天津、河北、山西、山东、内蒙古、辽宁和河南 8 个省 (区、市)。其中: 北京和天津完全属于海河流域; 河北、山西和山东 3 个省在流域内的面积占各省面积的比例分别为 91%、38% 和 20% (易福金等, 2019); 河南、内蒙古和辽宁只有小部分面积位于海河流域内。为构建空间尺度下的生态经济模型, 本文选取海河流域的 15 个三级子流域作为空间研究对象, 以 2019 年为基期年份。为确保样本数据能够真实反映不同区域自然资源和农业发展差异, 本文所使用的数据主要由三个部分组成。

第一是土地利用数据。该数据为笔者从全球土地覆盖 (global land cover, 简称 GLC) 数据集中提

^①压采量数据来源于课题组实地调查所得。

取的 GIS 数据, 用来确定 15 个子流域的农作物总播种面积和土地面积等信息^①。另外, 笔者根据杨会峰等 (2021) 的研究进一步确定流域内 27 个主要的市级行政区, 并将其匹配到各子流域层面, 以便收集区域差异化的农业生产数据 (见表 1)。

表 1 海河流域 15 个三级子流域区划表 单位: %

编号	子流域名称	主要市级行政区	子流域土地利用类型			
			农田	林地	草地	其他
1	北三河山区	遵化市	17	60	17	6
2	永定河册田水库区间	张家口市	37	23	31	9
3	永定河册田水库以上	朔州市、忻州市、大同市	50	12	27	11
4	滦河平原及冀东	秦皇岛市	57	12	6	25
5	北四河下游平原	唐山市、廊坊市	68	0	4	28
6	大清河山区	北京市	25	36	27	12
7	大清河淀西平原	保定市	71	0	3	26
8	大清河淀东平原	天津市	63	2	7	28
9	子牙河山区	阳泉市	34	42	14	10
10	黑龙港及运东平原	沧州市	84	0	2	14
11	子牙河平原	邯郸市、邢台市、衡水市、石家庄市	77	0	2	21
12	徒骇马颊河	德州市、聊城市、滨州市	82	0	2	16
13	漳卫河山区	焦作市、长治市	38	45	10	7
14	漳卫河平原	安阳市、鹤壁市、新乡市、濮阳市	79	0	3	18
15	滦河山区	承德市	14	48	33	5

第二是社会经济数据。该数据为一手调查数据, 来自北京大学中国农业政策研究中心 2019 年在海河流域开展的大规模实地调查。调查基本覆盖了 15 个子流域所选定的市级行政区, 并采用分层随机抽样法收集了 588 户样本农户的调查数据。本研究中所使用的农户调查数据包括农作物^②灌溉用水量、农户生产投入成本 (包括种子、农药、化肥、劳动力)、农产品价格、灌溉水价、地下水超采严重程度和使用不同水源灌溉方式^③的灌溉面积比例等信息。

第三是统计数据。笔者利用 2019 年《海河流域水资源公报》^④、《全国农产品成本收益资料汇编 2019》、各省统计年鉴和水资源公报等公开数据, 收集各子流域市级行政区的作物种植面积比例、农

^①资料来源: 海河流域 15 个三级子流域的地理分区图来自《海河流域 1:25 万三级流域分级数据集 (2002 年)》, <http://www.geodata.cn/data/datadetails.html?dataguid=181819735822030>; 15 个三级子流域的土地利用数据来自星云数据服务平台, <http://data.starcloud.pcl.ac.cn/>。

^②本文根据农户调查情况, 选定海河流域的主要农作物类型为单种玉米 (包括春玉米和夏玉米)、冬小麦、经济作物 (棉花和油料作物) 和蔬菜。其中, 蔬菜主要指水萝卜、白菜、大葱、豆角、西蓝花、莲花白、甘兰和韭菜等大田蔬菜。

^③本文将不同水源灌溉方式简化为地表水灌溉和地下水灌溉两种方式。

^④资料来源: 《海河流域水资源公报 2019 年》, <http://www.hwcc.gov.cn/hwcc/static/szygb/gongbao2019/index.html>。

作物单产和有效灌溉面积占比数据，计算得到各指标的平均值分别作为相关指标的数据。这样做的目的是，利用匹配后的数据对基期模型中各子流域层面的作物种植结构、农作物产量和灌溉用水量进行校准，提高空间尺度下建模结果的准确性和可靠性。

(四) 模型主要参数说明

1. 农作物产量。国内外已有大量研究表明，水文、气象、土壤质量和灌溉条件等因素会对农作物产量产生影响（陈帅等，2016；何理等，2020），进而影响生产者的休耕参与决策（Ma et al., 2012；Zuo et al., 2020）。基于海河流域市级统计数据，本文分析了作物单产在不同子流域的差异情况，如图2所示。根据图2可以得知，小麦在永定河册田水库区间、子牙河山区和滦河山区的单产为0，结合实地调查情况分析的原因可能是，海河流域部分山区实际上并没有种植冬小麦或种植比例非常低。另外，根据农户调查数据发现，子牙河平原和滦河山区分别对应的张家口市和承德市地表水灌溉比例较高，分别为50%和40%。这说明，与平原区相比，山区因种植冬小麦而造成地下水超采的现象可能并不严重。这意味着，在山区开展季节性休耕政策的必要性较低。蔬菜产量的差异最大，这可能是由各区域适宜种植的蔬菜种类不同导致。作物产量数据反映了具有空间差异的农业生产力，在本文模型中被用于计算作物的种植收益。

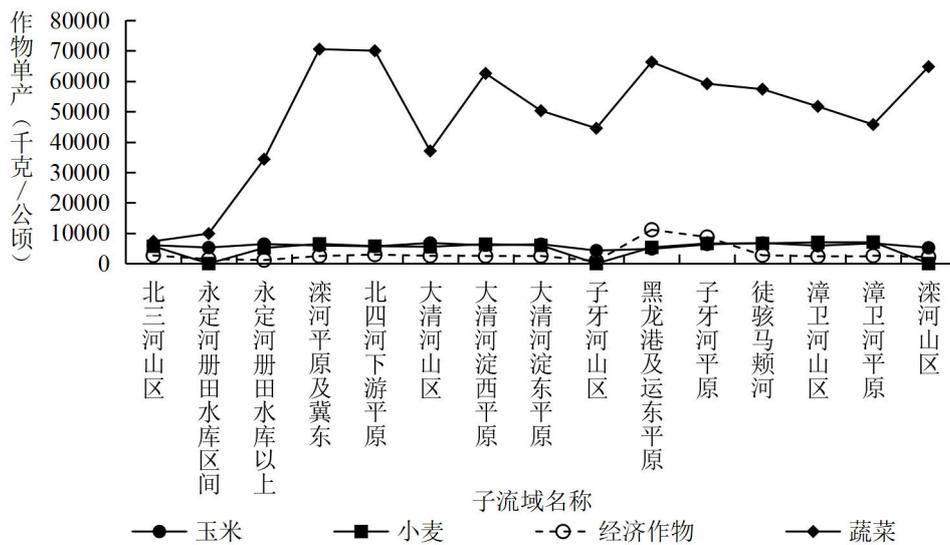


图2 作物单产在不同子流域的差异

2. 农产品价格、生产成本和灌溉用水量。本文使用农户调研数据来反映农产品价格和生产成本在子流域中的差异情况。农作物灌溉用水量通常在水资源规划模型中被作为重要的决策变量参与运算（Zhang and Ren, 2021；Cao et al., 2023），但是，考虑到休耕政策主要是通过改变作物的种植模式来减少灌溉用水量，与直接改变灌溉用水行为的机制不同（易福金等，2019），本文将作物的单位面积灌溉用水量作为固定参数纳入模型，并使用调查数据来反映农户的实际灌溉行为。本文模型主要参数描述性统计见表2。

表2 主要参数描述性统计结果

指标	单位	作物分类	平均值	区间值
作物灌溉用水量	立方米/公顷	玉米 ^a	2100	[1000, 3713]
		冬小麦	3240	[1500, 6000]
		经济作物 ^b	2800	[1526, 5400]
		蔬菜	3800	[1950, 6000]
作物价格	元/千克	玉米 ^a	1.67	[0.80, 2.40]
		冬小麦	2.25	[1.60, 2.86]
		经济作物 ^b	6.58	[4.87, 8.97]
		蔬菜	1.49	[0.85, 1.82]
生产总成本	元/公顷	玉米 ^a	12084	[10841, 14789]
		冬小麦	11532	[10304, 13468]
		经济作物 ^b	14697	[13823, 17805]
		蔬菜	51825	[44047, 59941]
灌溉电价	元/千瓦时		0.50	[0.10, 1.50]
水泵扬程	米		80	[15, 200]
年均农业净收入	元		5082	[1000, 25000]
地下水灌溉比例	%		0.70	[0.50, 0.90]
抽水单位耗电量	千瓦时/(立方米·米)		0.0068	固定值
有效灌溉面积占比	%		0.52	[0.16, 0.75]

注: a 玉米包括单种玉米和复种玉米; b 经济作物参数为棉花和油料作物相关指标数值的加权平均值。

四、政策实施进展与模拟结果分析

(一) 季节性休耕生态补偿政策的实施进展

自季节性休耕政策实施以来,海河流域参与休耕的试点县从2014年的34个增加到2023年的47个,休耕面积从2014年的76万亩增加到2023年的200万亩^①。休耕总面积占流域耕地总面积的1%。每年的休耕补偿标准为500元/亩,该标准与河北省种植冬小麦的亩均收益相当。

海河流域的休耕区域主要集中在山前平原区。2019年,流域总休耕区域中89%的休耕区域分布在位于黑龙港及运东平原和子牙河平原的沧州市(15%)、邯郸市(20%)、邢台市(19%)和衡水市(35%);另外有6%的休耕区域分布在北四河下游平原的廊坊市,5%的休耕面积分布在大清河南平原的保定市^②。除河北省之外,海河流域的其他行政区也将进一步推广季节性休耕政策,减少地下

^①休耕试点县数量和休耕面积数据来源于2014—2023年历年《河北省地下水超采综合治理试点方案》,相关资料由课题组实地调查收集而得。

^②休耕区域比例相关数据由笔者根据课题组实地调查收集的《河北省2019年耕地季节性休耕制度试点实施方案》等资料整理而得。

水开采。例如：河南省 2022 年 3 月发布了《河南省人民政府关于地下水超采综合治理工作的实施意见》^①，山西省 2022 年 1 月发布了《山西省地下水超采综合治理行动方案》^②。这些区域开展地下水超采综合治理、实施休耕生态补偿政策的首要工作是，结合实际情况确定合理的休耕生态补偿标准（刘政等，2023）。

（二）基期模型模拟结果

基期模型模拟可以得到在统一的休耕补偿标准下，各子流域的作物种植结构、灌溉用水量和对应的休耕面积，模拟结果见表 3^③。从种植结构来看，在基期年份 2019 年，本文模型中所包括的 4 类主要农作物的总播种面积约为 1298 万公顷，占海河流域所有农作物总播种面积^④的 85%；这 4 类主要农作物的总耕地面积为 929 万公顷，约占海河流域总耕地面积^⑤的 81%。玉米、冬小麦、经济作物和蔬菜的播种面积占比依次平均为 46%、24%、5%和 10%。

表 3 基期模型模拟结果

编号	子流域名称	行政区	种植结构 (%)				总灌溉用水量 (亿立方米)	休耕面积 (公顷)
			小麦	玉米	经济作物	蔬菜		
1	北三河山区	遵化市	31	41	6	9	4.7	8359
2	永定河册田水库区间	张家口市	0	28	10	13	7.3	0
3	永定河册田水库以上	朔州市、忻州市、 大同市	0	45	5	4	5.8	0
4	滦河平原及冀东	秦皇岛市	23	42	13	17	6.4	4036
5	北四河下游平原	唐山市、廊坊市	15	44	9	18	13.0	11927
6	大清河山区	北京市	9	37	1	33	5.6	5236
7	大清河淀西平原	保定市	36	44	3	8	11.5	10279
8	大清河淀东平原	天津市	25	44	4	12	10.1	9751
9	子牙河山区	阳泉市	0	81	0	2	9.7	0
10	黑龙港及运东平原	沧州市	38	52	2	5	25.3	21623
11	子牙河平原	邯郸市、邢台市、 衡水市、石家庄市	37	40	8	7	15.6	13283
12	徒骇马颊河	德州市、聊城市、 滨州市	43	42	2	10	37.6	30001
13	漳卫河山区	焦作市、长治市	19	52	5	8	11.0	11184

^①参见《河南省人民政府关于地下水超采综合治理工作的实施意见》，<https://www.henan.gov.cn/2022/03-07/2410179.html>。

^②参见《山西省人民政府办公厅关于印发山西省地下水超采综合治理行动方案的通知》，https://www.shanxi.gov.cn/zfxxgk/zfcbw/zfgb2/2022nzfgb_76593/d2q_76595/szfbgtwj_77833/202205/t20220513_5978724.shtml。

^③由于篇幅所限，具体基期模型的校准过程未予展示，感兴趣的读者可向作者索要。

^④海河流域所有农作物总播种面积为 1521 万公顷（资料来源：星云数据服务平台，<http://data.starcloud.pcl.ac.cn/>）。

^⑤海河流域总耕地面积为 1154 万公顷，数据由作者根据相关年鉴整理而得。

表3 (续)

14	漳卫河平原	安阳市、鹤壁市、 新乡市、濮阳市	44	32	8	10	11.1	8328
15	滦河山区	承德市	0	44	3	16	5.1	0
总计			24	46	5	10	180	134007

分子流域来看，基期模型结果显示，永定河册田水库区间、永定河册田水库以上、子牙河山区和滦河山区的小麦种植比例为0，这一结果反映了这些子流域并未种植冬小麦的现状。因此，这些子流域的休耕面积也为0。从灌溉用水量来看，由于不同子流域中作物的播种面积不同，所需的灌溉用水量也有所差异。总体而言，15个子流域共消耗180亿立方米水用于农业灌溉，其中126亿立方米来自地下水。玉米、冬小麦、经济作物和蔬菜的灌溉用水量占总灌溉用水量的比例依次平均为42%、35%、6%和17%。从休耕面积来看，基期模型得出各子流域的休耕面积总和为134007公顷（约201万亩），比现行200万亩的实际休耕面积高0.5%。因此，基期模型可以用来表明在统一的休耕补偿标准下，流域的农业生产净收益、种植结构和灌溉用水量的基准情况。

(三) 空间优化模拟结果

表4展示了政策优化情景的模拟结果与基期模型模拟结果相比的变化幅度，反映了在空间优化的休耕补偿标准下模型主要变量的变化情况。优化休耕补偿标准后，流域4类主要农作物的总播种面积为1226万公顷，占海河流域所有农作物总播种面积的80%。与基期相比，这4类主要农作物的播种面积占比降低了5个百分点。另外，4类主要农作物的总耕地面积仍然为929万公顷，与基期相同。然而，优化后流域的总休耕面积增至855202公顷，扩大到基期的5.38倍；优化后的流域总休耕面积占基期流域总耕地面积的7%。这些优化情景下的模拟结果说明，按区域差异优化休耕补偿标准后，流域的休耕面积会扩大，但4类主要农作物的播种面积则相应减少。

表4 空间优化情景模拟结果与基期模拟结果的比较

编号	子流域名称	优化情景模拟结果与基期模型模拟结果相比的变动幅度(%)					
		小麦播种 面积	玉米播种 面积	经济作物 播种面积	蔬菜播种 面积	总灌溉 用水量	休耕 面积
1	北三河山区	-33.37	-44.94	446.38	-79.25	-11.60	369.38
2	永定河册田水库区间	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
3	永定河册田水库以上	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
4	滦河平原及冀东	-24.13	-14.10	7.48	15.75	-0.90	10.70
5	北四河下游平原	-17.30	-3.20	41.35	-13.32	-4.33	142.81
6	大清河山区	-8.12	-15.35	152.62	6.64	-6.00	318.97
7	大清河淀西平原	-11.73	-22.65	457.26	-62.86	-4.63	266.54
8	大清河淀东平原	-21.06	-13.11	48.48	33.81	-3.86	355.18
9	子牙河山区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10	黑龙港及运东平原	-25.00	-34.08	557.99	82.44	-5.77	735.97
11	子牙河平原	-25.00	-23.96	45.87	78.23	-6.85	718.47

表 4 (续)

12	徒骇马颊河	-25.00	-25.00	837.60	-76.30	-12.72	853.22
13	漳卫河山区	-36.12	19.23	-80.00	-80.00	-16.74	515.19
14	漳卫河平原	-10.74	-10.74	23.60	29.97	-3.10	311.65
15	滦河山区	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
流域平均		-22.69	-14.02	145.93	-8.62	-6.63	538.18

如表 4 所示,与基期相比,空间优化的休耕补偿标准下作物的种植结构会发现明显的变化。整体而言,玉米、冬小麦、经济作物和蔬菜的播种面积占流域总播种面积的比例依次为 40%、20%、12% 和 8%。与基期相比,经济作物的播种面积明显增加,增加到基期的 1.5 倍,而冬小麦、玉米和蔬菜的播种面积将在基期的水平上,分别减少 22.69%、14.02%和 8.62%。该模拟结果表明,采用空间优化的休耕补偿标准后,农户将改种棉花和油料作物等经济作物来替代高耗水作物的种植。

同时,作物种植结构的改变也导致灌溉用水量发生变化。与基期相比,优化情景下各子流域均不同程度地降低了灌溉用水量,流域总灌溉用水量将降低至 167 亿立方米,其中约 117 亿立方米来自地下水。与基期 126 亿立方米地下水灌溉用水量相比,有 7%的地下水会被保留在含水层中。因此,在空间优化的休耕补偿标准下,流域将实现的地下水压采量约占基期年份地下水灌溉用水量的 7%。

此外,根据作物种植结构的改变,本文进一步测算了农业生产的净收益,即用作物种植的总收益减去生产成本和灌溉成本。优化情景下农业生产净收益与基期的比较情况如图 3 所示。

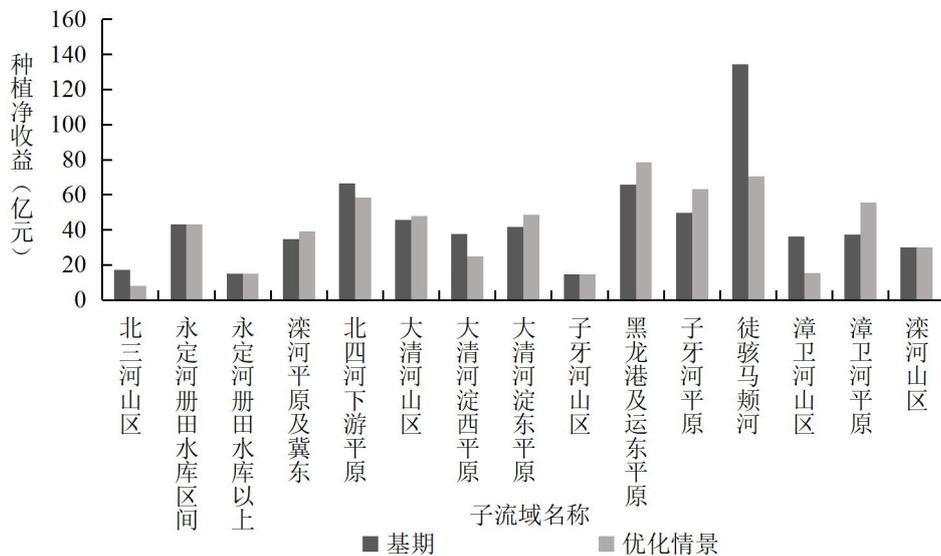


图 3 优化情景下农业生产净收益与基期的比较情况

在基期模型的现行休耕政策下,海河流域总的农业生产净收益达到 670 亿元。而在优化情景下,休耕面积扩大至约 1283 万亩,流域总的农业生产净收益为 614 亿元。这一数值与基期流域总的农业生产净收益相比,降低了约 8%。但是,在滦河平原及冀东、大清河山区、大清河淀东平原、黑龙港及运东平原、子牙河平原和漳卫河平原这些子流域,优化情景下的农业种植净收益比基期升高了约

12%~48%。原因可能在于,优化的休耕政策将调整作物的种植结构(见表4),使这些子流域中的农户在压减冬小麦种植面积的同时,扩大棉花和蔬菜的种植,从而使总的种植净收益更高。然而,对于那些休耕后单一扩大玉米或棉花种植面积的子流域,例如漳卫河山区、北三河山区和北四河下游平原等子流域,优化的休耕政策将使这些区域的农业种植净收益下降约12%~55%。这两种情况的差异表明,与以改种玉米为主的种植结构调整相比,休耕冬小麦后适量扩大棉花、油料作物和蔬菜的种植可能会提高农民的生产收益。

(四) 休耕生态补偿标准最高值

根据优化模型的模拟结果,本文根据(22)式计算得到各子流域的休耕生态补偿标准最高值,如表5所示。结果显示,根据新增生态系统服务价值测算出的休耕补偿标准,在不同子流域表现出明显的差异,取值范围为0~893元/亩。其中,休耕补偿为0的区域是未种植冬小麦或种植比例极低的子流域。这些地区多为海河流域内的山区,地下水开采量较小,一般不存在地下水超采现象(杨会峰等,2021)。因此,这些区域不需要实施休耕生态补偿政策。

表5 空间优化情景下休耕生态补偿标准

编号	子流域名称	休耕补偿标准最低值(元/亩)	休耕补偿标准最高值(元/亩)
1	北三河山区	276	541
2	永定河册田水库区间	0	0
3	永定河册田水库以上	0	0
4	滦河平原及冀东	-64	574
5	北四河下游平原	71	740
6	大清河山区	-42	731
7	大清河淀西平原	171	893
8	大清河淀东平原	-95	713
9	子牙河山区	0	0
10	黑龙港及运东平原	-76	665
11	子牙河平原	-140	813
12	徒骇马颊河	291	624
13	漳卫河山区	218	788
14	漳卫河平原	-269	560
15	滦河山区	0	0

注:补偿值为负数的情况表示,在优化补偿标准的激励下调整作物种植结构而产生比基期更高的生产净收益。

具体分析,各子流域的休耕生态补偿标准的最高值是在新增地下水压采量和节水边际成本的共同作用下得到的(见图4)。一方面,根据表4可知,各子流域由于休耕面积和种植结构的不同变化,地下水压采量有所差异。其中,黑龙港及运东平原、子牙河平原、徒骇马颊河流域和漳卫河山区的休耕面积增幅较大,这些区域所对应的地下水压采量也较高。另一方面,模型根据节水量导出了水的影子价格,以此反映节水的边际成本。在所有参与休耕政策的子流域中,节水成本较高的区域在滦河平原及冀东、大清河山区、大清河淀西平原、大清河淀东平原、黑龙港及运东平原和子牙河平原。这些

区域包括北京、天津和河北省大部分地下水开采强度最大的平原区，这些地区灌溉用水中超过 80% 的水来自地下水。尤其是河北山前平原区由于地下水长期超采，已形成大范围地下水位降落漏斗（李文鹏等，2020）。因此，这些区域是休耕政策需要重点瞄准的区域，也是压采地下水难度较大的地区。根据表 4 显示的种植结构变化，可以发现，这些子流域的耕地面积普遍较大，在扩大休耕面积后会改种经济作物和蔬菜等利润更大的作物，来替代冬小麦—夏玉米的种植，导致农民节水所付出的边际成本更高。相比之下，漳卫河山区在扩大休耕面积后仍然以种植玉米为主，但是该子流域使用地表水灌溉的比例较高（约 40%），因此压采地下水的成本较低。

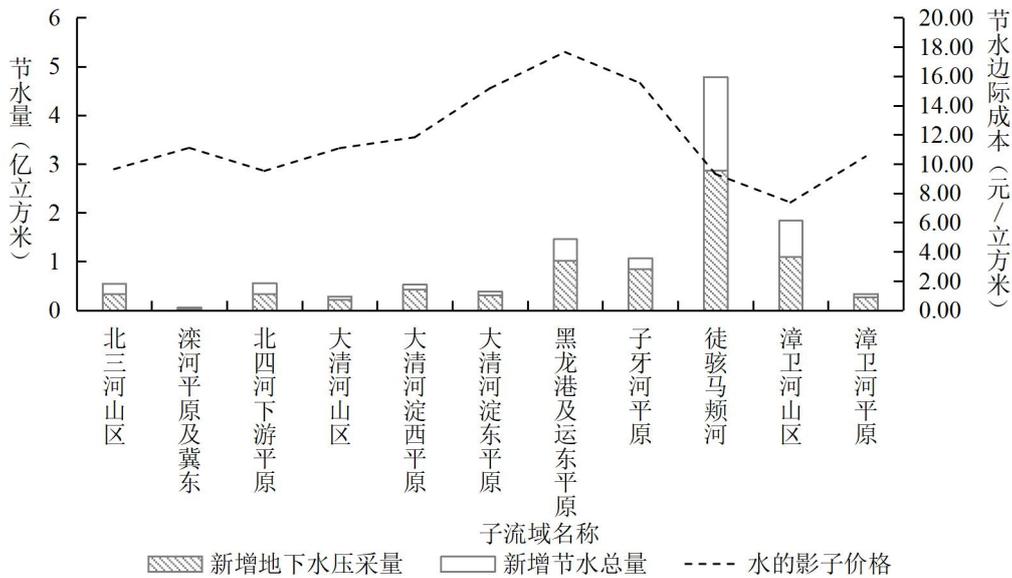


图4 地下水压采量和节水边际成本

整体而言，除不需要参加休耕的子流域外，各子流域的休耕生态补偿标准的最高值为 541~893 元/亩，均高于海河流域统一的休耕补偿标准 500 元/亩，尤其是在地下水严重超采的平原区，可能需要补偿的金额会更高。这一范围略高于刘政等（2023）利用生态系统服务功能价值法核算出的地下水严重超采区试点县的休耕补偿标准（416~634 元/亩）。

（五）休耕生态补偿标准最低值

根据机会成本法，本文将基期与优化情景中农业生产净收益的差值作为休耕生态补偿标准的最低值，如表 5 所示。休耕生态补偿标准最低值的范围是 -269~291 元/亩，普遍小于海河流域统一的休耕补偿标准 500 元/亩。其中，一些子流域补偿值为负数的情况表示，这些子流域休耕后由于优化作物种植结构而产生了比基期更高的生产净收益（见图 3）。理论上讲，该结果表示，对于这些子流域，不再需要给予额外的补贴。但是，优化模型的目标函数是将压采地下水导致的机会成本纳入优化决策。也就是说，作物的种植面积是在优化补偿标准的驱动下才得到了调整。回归到现实当中，如果仍然按照统一的休耕补偿标准实施补贴，作物的种植面积也许很难直接按照优化结果发生变化。因此，这些负的补偿值恰恰佐证了本文的观点：对于地下水严重超采区，需要给予休耕农户比现行休耕生态补偿

标准更高的补偿，以消除农民对于休耕会带来经济损失的担心，并利用这些足够的补偿资金激励农民调整作物种植结构，从而保证休耕政策的执行效果。

（六）区域差异化的休耕生态补偿方案

最后，本文结合前文休耕生态补偿标准的最低值和最高值，以公共财政预算为约束，进一步建立区域差异化的休耕生态补偿机制。根据空间优化模型的模拟结果，本研究认为，海河流域可以制定如下区域差异化的休耕生态补偿方案：

一是以海河流域地下水严重超采的平原区作为休耕政策重点瞄准的区域，包括滦河平原及冀东、大清河山区、大清河淀西平原、大清河淀东平原、黑龙港及运东平原和子牙河平原这些子流域。政府可以考虑在这些子流域适度提高休耕补偿标准来激励农民优化作物种植结构。结合这些地区新增地下水压采的价值以及部分子流域可能产生的种植净收益增量，本文以休耕补偿标准最高值减去休耕后可能提高的经济收益（休耕补偿标准的最高值与值为负数的最低值之和）作为这些地区实际的休耕补偿标准。这样处理的目的是，利用提高的休耕补偿标准作为激励机制，支持和引导农民在减少冬小麦种植面积的同时扩大经济作物和蔬菜的种植，从而实现更多的地下水压采量，并保证农户经济收益不受损的政策效果。二是针对流域内地下水一般超采区域，包括北三河山区、北四河下游平原、徒骇马颊河、漳卫河山区和漳卫河平原，可以适度降低这些区域的补偿标准。本文研究结果显示，这些子流域使用地表水灌溉的比例相对较高（约占40%~50%），并且休耕后仍然以种植小麦和玉米为主。因此，本文以休耕补偿最低值作为这些子流域实际的休耕补偿标准。这一做法与王学等（2016）根据地下水压采的不同阶段和目标来降低休耕补偿标准的研究结论一致。通过降低休耕补偿标准，可以适当放宽对这些地区的地下水压采任务，保证粮食作物的正常生产。三是针对当前不存在地下水超采问题的山区，如永定河流域（永定河册田水库区间和永定河册田水库以上，流域编号2和3）、子牙河山区（流域编号9）和滦河山区（流域编号15），可以继续不实施休耕政策。

通过上文分析，本文得到区域差异化的休耕生态补偿标准的取值范围为218~689元/亩，见表6。根据该差异化的补偿标准，本文进一步参照优化模型结果中的扩大休耕面积和基期模型结果中的维持现有休耕面积两种情况，分别计算了各子流域休耕生态补偿的总金额，结果如表6所示。与执行统一的休耕补偿方案相比，实施区域差异化的休耕生态补偿方案可以节省财政支出。总体来看，以统一的休耕补偿标准500元/亩来计算休耕的生态补偿总额，国家需要支出财政经费10亿元来补偿200万亩的休耕地，以实现地下水压采能力150立方米/亩^①。而根据区域差异化的补偿标准，维持现有休耕面积的补偿金额约为9亿元。也就是说，在维持政策效果的前提下，实施区域差异化的补偿标准可缩减近10%的公共财政支出。另外，当扩大休耕面积至1283万亩时，若实施区域差异化的休耕补偿标准，可使海河流域平均新增节水量95立方米/亩，其中新增地下水压采量为67立方米/亩。相比于沿用统一的休耕补偿标准，实施本文所测算的差异化休耕补偿标准能在压采更多地下水的同时，减轻国家财政负担。研究结果表明，采用差异化生态补偿标准优于“一刀切”的固定标准。因此，采用区域差异

^①地下水压采能力数据来源于课题组实地调查所得。

化休耕生态补偿标准可以有效降低休耕政策实施的投入成本，具有积极的政策意义。

表 6 区域差异化的休耕生态补偿方案

编号	子流域名称	差异化补偿标准 (元/亩)	优化模型结果 (扩大休耕面积)				基期模型结果 (维持现有休耕面积)		
			休耕面积 (万亩)	新增节水量 (立方米/亩)	现总补偿 ^a (亿元)	原总补偿 ^b (亿元)	休耕面积 (万亩)	现总补偿 ^a (亿元)	原总补偿 ^b (亿元)
1	北三河山区	276	58.85	93.52	1.62	2.94	12.54	0.35	0.63
4	滦河平原及冀东	510	6.70	86.19	0.34	0.34	6.05	0.31	0.30
5	北四河下游平原	406	43.44	129.58	1.76	2.17	17.89	0.73	0.89
6	大清河山区	689	32.90	101.46	2.28	1.65	7.85	0.54	0.39
7	大清河淀西平原	532	56.51	94.40	3.01	2.83	15.42	0.82	0.77
8	大清河淀东平原	618	66.57	58.72	4.11	3.33	14.63	0.90	0.73
10	黑龙港及运东平原	589	271.14	53.83	15.97	13.56	32.43	1.91	1.62
11	子牙河平原	673	163.07	65.45	10.97	8.15	19.92	1.34	1.00
12	徒骇马颊河	291	428.96	111.63	12.48	21.45	45.00	1.31	2.25
13	漳卫河山区	218	103.20	178.24	2.25	5.16	16.78	0.37	0.84
14	漳卫河平原	291	51.42	66.65	1.50	2.57	12.49	0.36	0.62
合计			1282.76		56.29	64.15	201.00	8.94	10.05

注: a 现总补偿是指差异化补偿标准下生态补偿的总金额; b 原总补偿是指统一补偿标准下生态补偿的总金额。

五、结论与政策启示

制定区域差异化的休耕生态补偿标准，对于制定和完善季节性休耕生态补偿政策，确保政策长期可持续具有重要意义。本文基于生态补偿标准的计算方法，建立了流域尺度下的生态经济模型，旨在寻找区域差异化休耕补偿标准的最优值，以期使农户在不损失农业生产净收益的同时，实现最大的节水目标，从而使流域的社会福利最大化。本文得出的主要研究结论有以下三个方面：第一，季节性休耕生态补偿标准呈现空间异质性。与统一的休耕生态补偿标准 500 元/亩相比，本文根据海河流域各子流域的资源禀赋和经济发展差异，计算得到区域差异化的休耕生态补偿标准的取值范围为 218~689 元/亩。第二，实施区域差异化的休耕生态补偿标准可以激励农户在减少冬小麦种植面积的同时适量扩大棉花等经济作物的种植，保证农户的生产收益不受损，并且实现更多的地下水压采目标，从而实现流域经济效益与生态效益的双赢。第三，实施区域差异化的休耕生态补偿标准，在维持政策效果的前提下，可以减少 10% 的公共财政支出；在扩大休耕政策覆盖范围的情况下，可使流域平均新增地下水压采量 67 立方米/亩；在财政资金有限的情况下，能够提高政策实施的有效性和可持续性。

本文的研究结论具有以下政策启示：第一，在季节性休耕政策的实施中，统一的休耕补偿标准不能充分反映具有区域针对性的有效激励机制，同时也增加了政府公共财政的负担。建议政策制定者根据各个地区的资源禀赋和发展差异确定区域差异化的生态补偿标准，并制定和完善季节性休耕生态补偿方案。第二，相比沿用统一的休耕生态补偿标准，通过实施区域差异化的休耕补偿标准来激励农户调整作物种植结构，可以有效地提高季节性休耕政策的针对性，对于保障农户农业生产收益不受损、实现地下水压采目标的可持续推进更具保证。第三，实施区域差异化的休耕生态补偿标准可在不影响政策效果的前提下，减少财政支出，或者在扩大政策覆盖范围的情况下，实现更多生态效益和经济效益，在财政预算有限的情况下，有利于提高休耕项目的有效性和促进政策的可持续发展。然而，在休耕生态补偿实践仍处于初期阶段的现实背景下，空间优化的休耕补偿方案难以一蹴而就。笔者建议分区域推进季节性休耕生态补偿标准的实施。以海河流域为例，建议将地下水严重超采区作为休耕政策重点瞄准区域，通过提高休耕补偿标准作为激励机制，保证农民的生产收益和地下水压采效果。针对地下水一般超采区，通过适当降低休耕补偿标准来放宽地下水压采任务，保证粮食安全。这些建议对于进一步改进国内外其他生态补偿政策也具有重要的借鉴意义。

参考文献

- 1.陈帅、徐晋涛、张海鹏，2016：《气候变化对中国粮食生产的影响——基于县级面板数据的实证分析》，《中国农村经济》第5期，第2-15页。
- 2.官冬杰、龚巧灵、刘慧敏、郑强，2016：《重庆三峡库区生态补偿标准差别化模型构建及应用研究》，《环境科学学报》第11期，第4218-4227页。
- 3.何理、王喻宣、尹方平、管延龙，2020：《全球气候变化影响下中亚水土资源与农业发展多元匹配特征研究》，《中国科学：地球科学》第9期，第1268-1279页。
- 4.李文华、刘某承，2010：《关于中国生态补偿机制建设的几点思考》，《资源科学》第5期，第791-796页。
- 5.李文鹏、王龙凤、杨会峰、郑跃军、曹文庚、刘可，2020：《华北平原地下水超采状况与治理对策建议》，《中国水利》第13期，第26-30页。
- 6.刘鑫、孔祥斌、吴芳芳、雷鸣，2019：《农户休耕意愿与不同模式的补偿标准——以太行山北麓平原、黑龙港地区为例》，《水土保持研究》第5期，第328-333页。
- 7.刘政、汪妮、余龙、张昕、汪泉熹，2023：《地下水超采区种植结构调整下的生态补偿激励机制研究》，《西安理工大学学报》第4期，第497-505页。
- 8.柳荻、胡振通、靳乐山，2018：《生态保护补偿的分析框架研究综述》，《生态学报》第2期，第380-392页。
- 9.柳荻、胡振通、靳乐山，2019：《基于农户受偿意愿的地下水超采区休耕补偿标准研究》，《中国人口·资源与环境》第8期，第130-139页。
- 10.龙玉琴、王成、邓春、王钟书、刘素花、陈思，2017：《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》，《资源科学》第10期，第1834-1843页。
- 11.饶静，2016：《发达国家“耕地休养”综述及对中国的启示》，《农业技术经济》第9期，第118-128页。

- 12.王学、李秀彬、辛良杰、谈明洪、李升发、王仁靖, 2016: 《华北地下水超采区冬小麦退耕的生态补偿问题探讨》, 《地理学报》第5期, 第829-839页。
- 13.吴娜、宋晓谕、康文慧、邓晓红、胡想全、石培基、刘玉卿, 2018: 《不同视角下基于InVEST模型的流域生态补偿标准核算——以渭河甘肃段为例》, 《生态学报》第7期, 第2512-2522页。
- 14.谢花林、程玲娟, 2017: 《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——以河北衡水为例》, 《自然资源学报》第12期, 第2012-2022页。
- 15.闫海明、张瑜、李炜、杨会彩、姜群鸥, 2022: 《生态补偿标准估算方法研究进展》, 《河北师范大学学报(自然科学版)》第5期, 第533-540页。
- 16.杨会峰、孟瑞芳、李文鹏、李泽岩、支传顺、包锡麟、李长青、柳富田、吴海平、任宇, 2021: 《海河流域地下水资源特征和开发利用潜力》, 《中国地质》第4期, 第1032-1051页。
- 17.杨文杰、刘丹、巩前文, 2018: 《耕地休耕差别化动态补偿模式构建及其保障措施》, 《农村经济》第9期, 第36-42页。
- 18.易福金、肖蓉、王金霞, 2019: 《计量水价、定额管理还是每亩收费? ——海河流域农业用水政策探究》, 《中国农村观察》第1期, 第33-50页。
- 19.俞振宁、谭永忠、茅铭芝、吴次芳、赵越, 2018: 《重金属污染耕地治理式休耕补偿政策: 农户选择实验及影响因素分析》, 《中国农村经济》第2期, 第109-125页。
- 20.曾黎、杨庆媛、廖俊儒、陈展图、陈伊多、杨人豪, 2018: 《基于农户受偿意愿的休耕补偿标准探讨——以河北样本户为例》, 《资源科学》第7期, 第1375-1386页。
- 21.张晶渝、杨庆媛、毕国华、曾黎、程小于, 2019: 《农户生计视角下的休耕补偿模式研究——以河北省平乡县为例》, 《干旱区资源与环境》第5期, 第25-30页。
- 22.钟媛、张晓宁, 2018: 《休耕政策存在的问题及对策》, 《农业经济问题》第9期, 第76-84页。
- 23.Biffi, S., R. Traldi, B. Crezee, M. Beckmann, L. Egli, D. E. Schmidt, N. Motzer, R. Seppelt, E. L. Slabbert, K. Tiedeman, H. Wang, and G. Ziv, 2021, "Aligning Agri-Environmental Subsidies and Environmental Needs: A Comparative Analysis Between the US and EU", *Environmental Research Letters*, Vol. 16, 054067.
- 24.Cao, Z., T. Zhu, and X. Cai, 2023, "Hydro-Agro-Economic Optimization for Irrigated Farming in an Arid Region: The Hetao Irrigation District, Inner Mongolia", *Agricultural Water Management*, Vol. 277, 108095.
- 25.Deng, H., B. Guan, J. Wang, A. Zuo, Z. Wang, and T. Sun, 2021, "Seasonal Land Fallowing Policy in Response to Groundwater Overdraft in the North China Plain", *Water Alternatives*, 14(2): 371-394.
- 26.Farley, J., R. Costanza, 2010, "Payments for Ecosystem Services: From Local to Global", *Ecological Economics*, 69(11): 2060-2068.
- 27.Fujioka, M., J. Armacost Jr, H. Yoshida, and T. Maeda, 2001, "Value of Fallow Farmlands as Summer Habitats for Waterbirds in a Japanese Rural Area", *Ecological Research*, 16(3): 555-567.
- 28.Hellerstein, D. M., 2017, "The US Conservation Reserve Program: The Evolution of an Enrollment Mechanism", *Land Use Policy*, Vol. 63: 601-610.

- 29.Isik, M. and W. Yang, 2004, "An Analysis of the Effects of Uncertainty and Irreversibility on Farmer Participation in the Conservation Reserve Program", *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 29(2): 242-259.
- 30.Lim, S., and C. Wachenheim, 2022, "Predicted Enrollment in Alternative Attribute Conservation Reserve Program contracts", *Land Use Policy*, Vol. 117, 106090.
- 31.Liu, G., Y. Ma, Y. Wen, Y. Zhu, J. Xie, 2018, "Comparison on Eco-Compensation Between the Domestic and International Studies", *Journal of Resources and Ecology*, 9(4): 382-394.
- 32.Ma, S., S. M. Swinton, F. Lupi, and C. Jolejole-Foreman, 2012, "Farmers' Willingness to Participate in Payment-for-Environmental-Services Programmes", *Journal of Agricultural Economics*, 63(3): 604-626.
- 33.Martinsen, G., S. Liu, X. Mo, and P. Bauer-Gottwein, 2019. "Optimizing Water Resources Allocation in the Haihe River Basin under Groundwater Sustainability Constraints", *Journal of Geographical Sciences*, Vol. 29: 935-958.
- 34.Monger, R. G., J. F. Suter, D. T. Manning, and J. P. Schneekloth, 2018, "Retiring Land to Save Water: Participation in Colorado's Republican River Conservation Reserve Enhancement Program", *Land Economics*, 94(1): 36-51.
- 35.Pourmohamad, Y., A. Alizadeh, M. M. Baygi, M. Gebremichael, A. N. Ziaei, and M. Bannayan, 2019, "Optimizing Cropping Area by Proposing a Combined Water-Energy Productivity Function for Neyshabur Basin, Iran", *Agricultural Water Management*, Vol. 217: 131-140.
- 36.Salas-Garita, C., and M. Soliño, 2019, "Estimating the Sustainability of Managed Natural Forests in Costa Rica—A Hybrid Delphi & Choice Experiment Approach", *Forests*, 10(10): 832.
- 37.Suter, J. F., G. L. Poe, and N. L. Bills, 2008, "Do Landowners Respond to Land Retirement Incentives? Evidence From the Conservation Reserve Enhancement Program", *Land Economics*, 84(1): 17-30.
- 38.Ustaoglu, E., M. J. Collier, 2018, "Farmland Abandonment in Europe: An Overview of Drivers, Consequences and Assessment of the Sustainability Implications", *Environmental Reviews*, 26(4): 396-416.
- 39.Varian, H. R., 1994, "A Solution to the Problem of Externalities When Agents Are Well-Informed", *The American Economic Review*, 84(5): 1278-1293.
- 40.Wang, J., S. G. S. A. Rothausen, D. Conway, L. Zhang, W. Xiong, I. P. Holman, and Y. Li, 2012, "China's Water-Energy Nexus: Greenhouse-Gas Emissions from Groundwater Use for Agriculture", *Environmental Research Letter*, 7(1), 014035.
- 41.Wang, X., and X. Li, 2018, "Irrigation Water Availability and Winter Wheat Abandonment in the North China Plain (NCP): Findings from a Case Study in Cangxian County of Hebei Province", *Sustainability*, 10(2): 1-16.
- 42.Williams, R. B., R. Al-Hmoud, E. Segarra, and D. Mitchell, 2017, "An Estimate of the Shadow Price of Water in the Southern Ogallala Aquifer", *Journal of Water Resource and Protection*, 9(3): 289-304.
- 43.Wunder, S., 2015, "Revisiting the Concept of Payments for Environmental Services", *Ecological Economics*, Vol. 117: 234-243.
- 44.Zhang, X., and L. Ren, 2021, "Simulating and Assessing the Effects of Seasonal Fallow Schemes on the Water-Food-Energy Nexus in a Shallow Groundwater-Fed Plain of the Haihe River Basin of China", *Journal of Hydrology*, Vol. 595, 125992.
- 45.Zhang, W., T. H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney, and S. M. Swinton, 2007, "Ecosystem Services and Dis-Services to Agriculture", *Ecological Economics*, 64(2): 253-260.

46.Zuo, A., J. Wang, and Q. Huang, 2020, "Willingness to Accept Compensation for Land Fallowing: Results from A Survey of Village Representatives in Northern China", *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 64(3): 845-866.

(作者单位: ¹北京大学现代农业学院;
²北京大学中国农业政策研究中心;
³水利部发展研究中心)
(责任编辑: 柳 荻)

Spatial Optimization of Seasonal Fallow Ecological Compensation Standards at the Basin Scale: A Case Study of the Haihe River Basin

WANG Xialin WANG Zhuanlin WANG Jinxia YAN Tingting HUANG Kaixing

Abstract: Seasonal fallow is an important mean for the comprehensive management of groundwater. It is of great significance to explore the regionally differentiated fallow ecological compensation standards for formulating and improving the ecological compensation mechanism, thus ensuring the long-term sustainability of the policy. This paper takes the Haihe River Basin as an example, which is both the main grain production area and the most severe groundwater overdraft region in China. Based on the theoretical framework of ecological compensation, we construct an ecological-economic model at the spatial scale of 15 sub-basins in the Haihe River Basin. We then use the model to optimize the fallow ecological compensation standards in each sub-basin under different policy scenarios and to simulate the changes in cropping structure and the effects on groundwater extraction. The results are as follows. (1) The value range of regionally differentiated fallow ecological compensation standards in the Haihe River Basin is 218-689 yuan/mu. (2) The implementation of fallow ecological compensation standards based on spatial optimization of each sub-basin can incentivize farmers to reduce the planting areas of winter wheat, adjust cropping structure, and achieve greater groundwater conservation goals without compromising the cultivation income. (3) The implementation of regionally differentiated fallow ecological compensation standards can reduce public financial expenditure by 10% while maintaining the effects of the current policy; in the case of expanding the policy coverage, it can increase the average additional groundwater conservation by 67m³/mu in the basin. Therefore, under the condition of limited financial budget, the regionally differentiated fallow ecological compensation standards can ensure the effectiveness and sustainability of policy implementation.

Keywords: Seasonal Fallow; Groundwater Overdraft; Ecological Compensation Standards; Spatial Optimization; Haihe River Basin