

黄河流域水资源生态系统服务价值 时空变化及驱动分析

——以关中平原城市群为例

杨 屹, 梁晨雪

(西安理工大学 经济与管理学院, 西安 710054)

摘 要: 黄河流域城市群的发展面临着水资源刚性约束强、跨域治理难度大、承载力不足等问题的严峻挑战。采用环境经济核算方法与水足迹评估了关中平原城市群水资源生态系统服务价值,在描述时空演变特征的基础上揭示了社会经济因素对价值变化的驱动作用。结果表明,生态系统服务价值平稳增长,呈现东南部高于西北部的区域差异特点。价值变化受农业总产值与第二产业生产总值的影响较大,城镇化率、旅游人数等也是主要影响因素。建议把生态系统服务价值纳入到城市水治理中,通过调整城市产业结构与人口密度、推进跨域协同等措施加快绿色转型。本文探索性地编制城市群水资源生态系统账户并进行了核算,为突出生态服务功能在水资源保护与利用提供了科学依据。

关键词: 水资源; 生态系统服务价值; 城市群; 驱动因素; 环境经济核算

中图分类号: F124.5 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002—980X(2023)5—0189—12

一、引言

党的二十大报告指出“推动经济社会发展绿色化、低碳化是实现高质量发展的关键环节,加快发展方式绿色转型可以从根本上缓解经济发展与资源环境约束的矛盾”。生态环境治理对流域高质量发展具有重要意义(刘子晨, 2022)。多元治理机制对流域生态环境的保护效果可以通过生态价值变化反映(于法稳等, 2023),但并没有达成共识。一种观点提出提高生态效率是流域高质量发展的基础(陈明华等, 2021),而另一种观点指出环境规制和协同治理有利于区域绿色竞争力的提升(崔和瑞等, 2022; 杜龙政等, 2019),但恰恰忽略了生态系统服务价值评估的关键问题(王诗绮等, 2023),尤其是忽视了城市群在改善黄河流域水资源生态系统的战略地位与作用。《黄河流域生态保护与高质量发展规划纲要》(中共中央国务院, 2021)(以下简称《纲要》)、《黄河流域生态环境保护规划》(生态环境部等, 2022)等明确指出要坚持“以水定城、以水定地、以水定人、以水定产”,将城市群视为“区域经济发展增长极和黄河流域人口、生产力布局的主要载体”,但在促进城市群内城市布局与功能定位、产业结构与水资源环境承载能力相适应的实现路径尚不明确,适应性调整国土空间规划和城市发展规划的科学依据和方法不足。在应对全球气候变化背景下,中国为实现联合国提出的可持续发展目标(sustainable development goal, SDG)的努力程度往往引起国际社会的关注,但却缺乏同联合国国民经济核算有效衔接的生态环境数据,难以做出有效回应。事实上,《纲要》中水资源利用及其生态系统保护目标同联合国提出的可持续发展目标 6(sustainable development goal 6, SDG6)及其子目标的理念是一脉相承的,只因《环境经济核算体系:生态系统核算》(system of environmental economic accounting: ecosystem accounting, SEEA-EA)在国内生态系统服务价值评估中存在适应性问题而正在少数地区试行。为此,本文借鉴 SEEA-EA 开展水资源生态系统服务价值(water ecosystem service values, WESV)的核算。选择关中平原城市群(Guanzhong Plain urban agglomeration, GPUA)作为研究样本是出于汾渭平原的地理区位特点和自然资源禀赋对黄河流域水资源依赖性较强的考虑。发展中的 GPUA 一直受到黄河流域水资源短缺、承载能力不足、地下水超采严重等问题的困扰,适应气候变化的韧性普遍较弱,而城市的无序扩张不断侵扰

收稿日期: 2023-03-01

基金项目: 教育部人文社会科学研究项目“推动黄河流域城市群水资源生态保护与高质量发展研究”(21YJA790073)

作者简介: (通讯作者)杨屹, 博士, 西安理工大学经济与管理学院教授, 博士研究生导师, 副院长, 兼任中国技术经济学会理事, 中国区域经济学会常务理事等, 研究方向: 生态环境管理与可持续发展; 梁晨雪, 西安理工大学经济与管理学院硕士研究生, 研究方向: 生态环境管理与可持续发展等。

着水生态系统, WESV 时空变化及其分布不均衡导致城市群空间协调矛盾日益突出。只有实现 WESV 最优化才能为黄河流域城市群高质量发展留出更多的提升空间。因此, 水资源刚性约束下黄河流域城市群发展受到了广泛的关注(李小建等, 2020)。

人们越来越意识到评估水资源管理政策的有效性对实现流域可持续发展有着重要意义(Wang et al, 2022)。WESV 能够量化流域、城市群及城市环境变化对经济活动的投入程度, 是体现生态系统服务(ecosystem service, ES)对改善水资源治理水平作用的有效评估方法(Jiang et al, 2021), 尤其是城市群内城市之间形成生态补偿机制的关键(Zhou et al, 2022)。因此, 将生态系统服务价值纳入水资源管理是城市群长期应对水安全挑战的重要措施。但目前的国际水管理战略评估框架和模型对复杂环境系统的适应能力有限(Pham et al, 2021), 由于局限于单一行政部门或区域的流域生态系统服务功能的评估往往难以提高水资源管理水平(Cheng et al, 2019)。以城市群为地理单元进行跨部门、跨区域的治理机制将更有利于防控水资源环境风险(Pahl-Wostl et al, 2023)。联合国统计委员会陆续在国民经济核算体系(system of national accounting, SNA)账户中加入了生态系统服务的核算, 形成了环境经济核算体系中心框架(SEEA central framework, SEEA-CF)(United Nations, 2012)和试验性生态系统核算体系(SEEA experimental ecosystem accounting, SEEA-EEA)(United Nations, 2013)。SEEA-CF 更强调某一类环境资产流量, 而 SEEA-EEA 则从生态系统视角强调生态功能, 侧重估算生态系统服务价值而不包括同生态系统保护有关的经济交易部分。尽管 SEEA-EEA 账户设置属于国家层面, 但区域试点将起到更好的弥补作用(Dvarskas, 2019), 为探索自然资源核算提供技术支持(Sylla et al, 2021)。为有效保护和永续利用自然资源提供信息基础、监测预警和决策支持, 2015 年 11 月国务院办公厅印发了《编制自然资源资产负债表试点方案》(国务院办公厅, 2015), 奠定了系统反映城市自然资源变化及其对生态环境影响的制度基础。2017 年, 国家统计局先后将内蒙古呼伦贝尔市、浙江湖州市、湖南娄底市、贵州赤水市、陕西延安市作为编制工作的试点城市, 但报表编制基础和方法仍在探索, 自然资本核算和估值实践还未形成规范体系。为此, 国家统计局同联合国统计司、环境署和欧盟等就自然资本核算和生态系统服务评估项目展开密切合作, 以加强国家自然资源资产负债表对土地、林地和水域等生态实物量和价值量的测算指导。2020 年, 国家统计局以生态系统账户数据为基础对西江流域的生态补偿进行了政策情景分析。同年 10 月, 联合国发布了《环境经济核算体系: 生态系统核算》(SEEA ecosystem accounting, SEEA-EA)的正式版本, 实现了关键生态系统资产和服务及其受益者的确定功能。国家统计局正在开展同 SEEA-EA 接轨的、适应中国国情的自然资源资产核算体系及其自然资本账户(Bagstad et al, 2021), 但基于 SEEA-EA 的生态系统账户编制与应用、核算原则和方法仍是焦点问题。推进 SEEA-EA 在水资源生态系统会计的应用, 不仅有益于评估流域水资源生态系统对公众福祉的贡献(La Notte et al, 2019), 而且有助于维护水资源可持续利用和保护水平。

探讨驱动生态系统服务价值变化的机理是可持续发展研究领域中的热点。从社会经济视角分析关键驱动因素已经形成共识, 但驱动因素对城市生态系统功能变化产生的结果并不一致。例如, 加快城市化进程、改变土地利用类型会加剧生态系统服务价值的变化(凌云等, 2023; 邱坚坚等, 2023), 但经济增长、产业结构等对城市生态系统功能是负向效应(Estoque and Murayma, 2013)还是正向效应(Li et al, 2021)仍存在争议(刘传明和马青山, 2020)。近年来, 城市群或流域地理单元视角下生态系统服务价值变化的驱动因素研究正在成为热点(张自正等, 2023; 王凯平等, 2022)。本文以 GPU 为例, 依据 SEEA-EA 框架估算城市群 WESV, 探讨影响涵盖二级服务功能价值变化的驱动因素。这一研究强调将生态系统服务价值纳入到流域水资源治理中, 为推进城市群自然资本核算提供科学依据。

二、方法与数据

(一) 研究区域

GPU 位于黄河中游, 大部分地区处于 400 毫米等降水量线以西的干旱半干旱地带, 荒漠和沙化土地占全国同类土地面积的 38%。近些年来, GPU 年均降水 446 毫米, 仅为长江流域的 40%。水资源总量 647 亿立方米, 不到长江流域的 7%。水资源开发利用率高达 80%, 远超 40% 的生态警戒线(中共中央国务院, 2021), 面临着生态脆弱和水资源短缺等制约发展的根本性问题。作为黄河流域人口和生产布局的主要载体, 城市群促进了城市之间的社会经济联系。见表 1, GPU 地跨陕西、甘肃与山西三省, 包括 1 个省会级城

市和10个地级市及杨凌示范区。GPUA国土面积10.71万平方千米,占兰西、呼包鄂榆、关中平原、中原和山东半岛等5座黄河流域国家级城市群的11.93%。2010—2020年建设用地面积扩张了1801.76平方千米。截至2020年底,GPUA的常住人口超4000万人,国内生产总值(gross domestic product,GDP)达到21933亿元,占全国的2.2%。GPUA自然条件优越,文化底蕴深厚,是全国重要的小麦和棉花主产区,工农业发达。但城市人口和产业的快速集聚给水资源环境承载带来了巨大压力,生态环境退化、生物多样性下降等问题凸显,生态修复和环境治理难度加剧。作为典型的西部城市群,GPUA人均水资源量不足全国平均水平的1/4,水土流失严重,亟需探讨城市群水资源保护与利用问题。

表1 黄河流域城市群概况

城市群	关中平原城市群
包含省份	陕西、山西、甘肃
包含城市	西安、铜川、宝鸡、咸阳、渭南、杨凌、商洛、运城、天水、平凉、庆阳

(二)数据来源

数据来源见表2。需要说明的是,第一,由于无法获取公开的山西省运城市、临汾市的污染物排放量数据,本文采用各市污水排放总量同山西省对应污染物排放量进行同比换算得出。第二,运城市与临汾市年降水量用城市国土面积换算得来。第三,部分缺失数据依据现有数据的年均增长率换算而得。

表2 数据来源

项目	数据细目	数据来源
水资源生态系统服务价值	污水处理成本;供水价格	2011—2020年关中平原城市群各市的物价局、人民政府
	生活污水排放量;工业生产、居民生活、生态环境用水量;降水量	2011—2020年关中平原城市群各省市的《水资源公报》
	水产品产量;旅游收入;农作物产量;农产品产量;动物产品产量;进出口总值;污染物排放量	2011—2020年《陕西省统计年鉴》《山西省统计年鉴》《甘肃省统计年鉴》及关中平原城市群各市的《统计年鉴》和《国民经济与社会发展统计公报》
驱动因素	总人口;常住人口;地区生产总值;第一产业总值;第二产业总值;第三产业总值;工业产业总值;人均生产总值;旅游总人数;旅游年收入;农业总产值;林业总产值;牧业总产值;渔业总产值	2011—2020年《陕西省统计年鉴》《山西省统计年鉴》《甘肃省统计年鉴》及关中平原城市群各市的《统计年鉴》和《国民经济与社会发展统计公报》
水域面积	—	第三次全国国土调查公报
汇率	—	2011—2020年《中国统计年鉴》

(三)研究方法

《千年生态系统评估报告》(millennium ecosystem assessment report, MA)将ES分为供给、调节、支持和文化服务四大类,但没有明确区分中间过程、最终服务和收益,导致在价值评估中重复计算(刘洋等, 2019)。国内通常采用谢高地等(2008)提出的价值当量换算法来核算区域生态系统服务价值(ecosystem service values, ESV),但评估结果往往低于运用单项服务评价法的计算结果,忽略了生态效益的重要作用(周小平等, 2020)。SEEA-EA框架遵从有用性原则突出服务功能,而不再将生态系统内部和生态系统之间的服务纳入核算内容,使得水资源保护与利用过程中可以更加突出水生态系统服务功能。这一功能可以表述为“水生态系统及其生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用”(欧阳志云等, 2004)。WESV包括供给服务等直接价值和调节、文化服务等间接价值两部分。目前WESV测算方法主要有市场法、替代市场法和模拟市场法等。本文以SEEA-EA为基础,将水足迹应用到虚拟水价值核算中,解决水资源价值核算中无法计算水系统中产品“嵌入水”的问题(Zhang et al, 2019),构建了供给、调节和文化服务3项一级生态系统服务及12项二级生态系统服务指标的核算体系,如表3所示。本文借鉴谢高地等的成果(谢高地等, 2008; 赵同谦等, 2003),选取市场价值法、替代工程法等方法估算WESV。在描述WESV的时空演变特征的基础上采用总人口、人均生产总值等社会经济指标与WESV进行相关性检验,探讨影响WESV变化的驱动因素,并采用逐步回归法分析了供给服务、调节服务及文化服务等二级服务功能变化的驱动因素,如图1所示。

水足迹(water footprint, WF)衡量在既定的时间尺度下消费的产品和服务所需的水资源数量(Hoekstra et al, 2011)。水足迹的计算公式如式(1)所示:

$$WF = WF_{argi} + WF_{indu} + WF_{life} + WF_{eco} + WF_{import} - WF_{export} \quad (1)$$

其中:WF为水足迹总量;WF_{argi}为农业水足迹;WF_{indu}为工业水足迹;WF_{life}为居民生活水足迹;WF_{eco}为生态环境水足迹;WF_{import}为进口水足迹;WF_{export}为出口水足迹。

农业水足迹核算中的各类农产品单位虚拟水含量参数采用Hoekstra(2003)的研究成果,并参照孙才志等(2013)的研究成果进行修正。工业水足迹的核算与农业水足迹核算思路相同。考虑到工业产品缺乏一致

认可的虚拟水含量和数据的不可获得性,使用各省水资源公报中的实际工业用水量替代。进出口虚拟水量由各地区进出口总额乘以地区平均万元国内生产总值用水量计算而得。进出口总额单位以国内历年人民币市场汇率由万美元换算为万元。

表 3 水资源生态系统服务价值核算方法

一级生态系统服务	二级生态系统服务	评估方法	测算公式	参数
供给服务	生活用水	市场价值法+水足迹法	$V_1 = \sum V_{wi} = Q_{wi} \times P_{wi}$ $V_2 = \sum V_{Ai} = W_{Ai} \times P_{wi}$	V_1 为生活、工业、生态用水价值; V_{wi} 为第 <i>i</i> 区域生活、工业、生态用水价值; Q_{wi} 为第 <i>i</i> 区域生活、工业、生态用水量(立方米); P_{wi} 为第 <i>i</i> 区域非居民平均水价(元/立方米)
	工业用水			
	生态用水			
	农作物产品			
	动物产品			
	进口虚拟水			
水产品	市场价值法	$V_3 = \sum V_{APi} = A_{APi} \times P_{AP}$	V_2 为农作物产品、动物产品以及进口虚拟水价值; V_{Ai} 为第 <i>i</i> 区域农作物产品、动物产品以及进口虚拟水价值; W_{Ai} 为第 <i>i</i> 区域农作物产品、动物产品以及进口虚拟水足迹(立方米)	
调节服务	水源涵养	替代工程法	$V_4 = \sum V_{wci} = Q_{wci} \times V_p$ $\sum V_{wci} = R_i S_i \theta V_p$	V_3 为水产品价值; V_{APi} 为第 <i>i</i> 区域水产品产量(吨); P_{AP} 为区域水产品市场价格(元/吨),依据赵同谦等(2003),取为7000元/吨
	水质净化	替代工程法	$V_5 = \sum V_{wpi} = Q_{wpi} \times P_{wpi}$	V_4 为水源涵养价值; V_{wci} 为第 <i>i</i> 区域水源涵养价值; Q_{wci} 为第 <i>i</i> 区域水源涵养量(立方米); R_i 为第 <i>i</i> 区域年均降水量; S_i 为第 <i>i</i> 区域水域面积; θ 为径流系数,取0.5(周小平等,2020); V_p 为单位库容成本(元/立方米),取6.1107元/立方米(刘菊等,2019)
	气候调节	参照法	$V_6 = \sum V_i = P_i \times S_i$	V_5 为水质净化价值; V_{wpi} 为第 <i>i</i> 区域水质净化价值; Q_{wpi} 为第 <i>i</i> 区域生活污水排放量(万立方米); P_{wpi} 为第 <i>i</i> 区域污水处理成本(元/立方米)
	固碳释氧	替代工程法	$V_7 = \sum V_{gi} = Q_i \times P \times K$ $Q_i = (1 - R) \times B / F$	V_6 为气候调节价值; V_i 为第 <i>i</i> 区域气候调节价值; P_i 为第 <i>i</i> 区域修正后的气候调节单价; S_i 为第 <i>i</i> 区域水域面积
文化服务	休闲娱乐	旅行费用法	$V_8 = \sum V_{LEi} = R_{LE} \times P_{LEi}$	V_7 是固碳制氧价值; V_{gi} 是第 <i>i</i> 区域固碳制氧价值; Q_i 是第 <i>i</i> 区域农作物年净生物量; P 和 K 是固碳释氧成本以及系数;固碳系数采用1.63,中国 CO_2 吸收成本采用260.9元/吨;制氧系数采用1.20,释放氧气效益为369.7元/吨。 B 是农作物产量; R 是农作物产量含水量; F 是经济系数,分别取为0.6、0.35(杨志新等,2005;赵同谦等,2003)
				V_8 为休闲娱乐价值; V_{LEi} 为第 <i>i</i> 区域休闲娱乐价值; R_{LE} 为旅游收入中水资源生态系统服务价值的比例,取12.3%(梁鸿等,2016); P_{LEi} 为旅游总收入

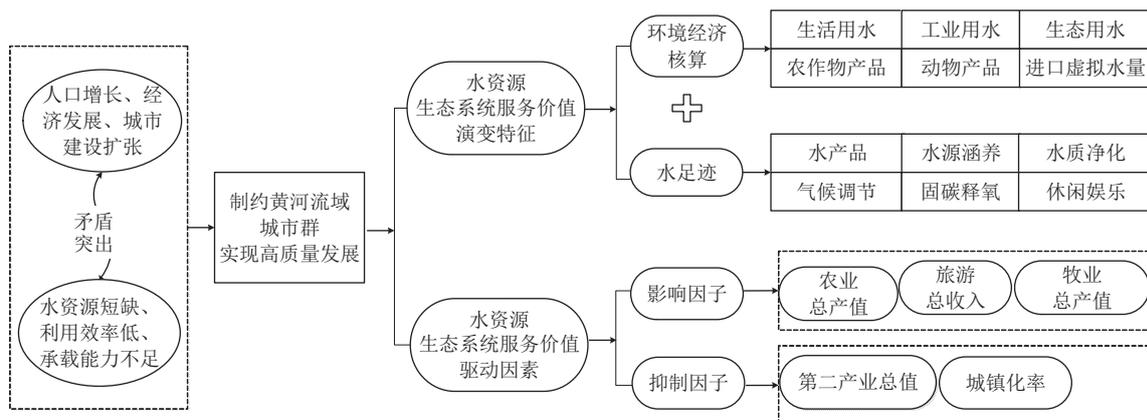


图 1 技术路线

三、结果分析

(一)水资源生态系统服务价值总值动态变化分析

表 4 结果表明,2010—2019 年 GPU 的 WESV 增幅为 26.48%,主要得益于西安市 WESV 的大幅增长,增加了 268.02 亿元。GPU 的 WESV 在 2017 年及 2018 年分别降低了 13 亿元和 224 亿元,主要是积极推广节水

技术、调整水价等引起的生活用水价值的下降。2010年、2013年、2016年、2019年GPUA的WESV分别为3691.44亿元、4160.07亿元、4600.90亿元、4669.07亿元。从WESV年增长率来看,2010—2013年增幅最大,达到12.69%。由于2010年全国生态服务功能低(中国科学院生态环境研究中心和环保部卫星环境应用中心,2016),导致WESV基准值较低。2012年以来,GPUA扩大造林面积进行水土流失治理,使得WESV不断增长,但2016—2019年增幅仅为1.48%。

表4 2010—2019年关中平原城市群内各城市水资源生态系统服务价值的变化

年份	服务价值(亿元)												
	西安市	宝鸡市	铜川市	咸阳市	渭南市	商洛市	杨凌示范区	运城市	临汾市	天水市	平凉市	庆阳市	合计
2010	509.18	381.46	93.80	711.39	609.49	157.77	11.49	496.68	155.35	187.19	185.19	192.46	3691.44
2011	520.60	387.86	97.84	734.14	612.18	165.06	10.97	555.01	165.56	201.45	192.72	199.76	3843.16
2012	531.91	407.81	104.04	750.85	607.84	147.11	11.37	635.55	180.25	218.32	205.20	225.27	4025.53
2013	556.12	417.82	106.18	754.06	611.75	154.20	11.27	667.74	193.47	228.14	220.82	238.48	4160.07
2014	583.52	435.10	109.54	778.89	641.80	159.82	11.55	719.17	222.30	240.93	229.03	247.81	4379.45
2015	614.02	453.19	114.02	793.23	669.94	164.56	12.08	744.31	215.40	256.62	233.56	251.90	4522.83
2016	613.10	461.58	117.00	797.12	677.07	166.46	12.28	756.69	239.89	261.11	247.03	251.57	4600.90
2017	723.87	480.94	123.90	754.23	704.12	191.12	12.57	694.28	255.66	250.94	211.11	184.90	4587.63
2018	675.40	419.57	103.95	598.69	696.95	160.32	10.89	771.35	256.31	262.05	209.47	198.07	4363.03
2019	777.20	463.45	111.90	640.52	730.09	157.73	11.72	799.60	254.32	281.41	230.20	210.92	4669.07

图2结果显示,2019年GPUA除工业用水、动物产品、水源涵养功能价值下降外,其余指标均有所增长。动物产品价值从460.77亿元降为436.11亿元,得益于生态建设和产业结构的转型。GPUA持续推进防护林、退耕还林还草、天然林保护等生态工程保护修护工程,加强推动传统产业转型升级,发展战略性新兴产业及现代服务业,工业用水价值下降,但生态用水价值增加,万元GDP用水量下降51.60%,节水工作成效显著。

(二)水资源生态系统服务功能价值动态变化分析

图3结果显示,水域ES类型中价值最突出的是供给服务,占WESV总值的70.27%。供给服务价值呈“上升-下降-上升”态势,2010年供给服务价值为2771.88亿元,2010年后供给服务价值持续上升,2016年达到最大值3272.87亿元后,2018年骤降到近年最低值2752.39亿元,2019年有所回升。主要是因为2010年后农作物产量持续增产,至2016年农作物产品产量为近年最高。2018年由于国内调整优化农业种植结构,粮食播种面积减少,农作物产品产量、动物产品产量较低,这说明在供给服务价值中农作物产品产量占主导地位。调节服务价值较供给服务价值次之,占比为19.73%。调节服务价值呈持续波动状态,在2010年达到近年最低798.86亿元后,在2014年达到近年最高888.46亿元。2019年,调节服务价值为849.19亿元,较上一年降低5.4%。文化服务价值仅占比10.00%,但变化幅度最大,总体持续增长。由于文化服务价值仅考虑休闲娱乐功能,变化趋势较为单一,但呈上升态势。

图4结果显示,各单项ES功能所占比例较为稳定,价值依次为:农作物产品>动物产品>固碳释氧>休闲娱乐>水源涵养>工业用水>生活用水等。农作物产品价值贡献最突出,累计为22488亿元,占WESV总值的52.49%。由于农作物产品价值在水资源服务供给服务功能价值中占比最高,二者价值变化态势是一致的。动物产品价值贡献次之,占WESV总值的13.84%。GPUA具备发展农业、畜牧业的有利条件,拥有汾渭平原农产品主产区及渭北东部粮果区、渭北西部农牧区、洛南特色农业区,山羊存栏量及羊奶产量等指标居全国第一位,是黄河流域重要的畜牧产业区。固碳释氧功能的ESV在调节服务中

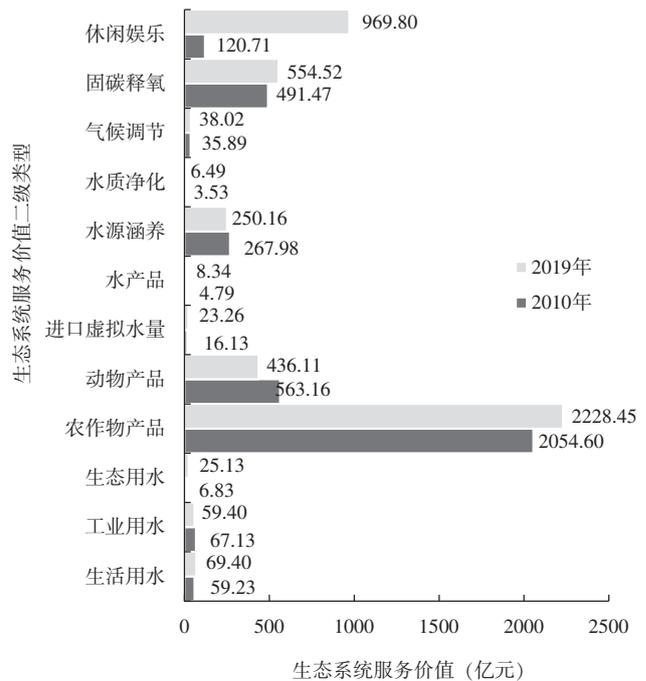


图2 2010年与2019年关中平原城市群水资源生态系统服务价值的比较

最突出,累计为 5592.73 亿元,占 WESV 总值的 13.05%。固碳释氧功能价值变化的主要原因可能是水利工程的持续实施及农作物产量波动变化。休闲娱乐的累计价值贡献占 WESV 总值的 10.01%。GPUA 拥有丰富的文化旅游资源,旅游业逐渐发展成为支柱产业,旅游综合收入呈平稳增长态势,但旅游业发展并不平衡。西安市休闲娱乐累计价值贡献率在 GPUA 中占比 37%,其他城市贡献率较低。水源涵养功能累计价值的占比达到了 5.32%,但水产品与水质净化提供的生态服务贡献并不高,二者之和仅 0.28%,占比较低,主要是由于 GPUA 水域有限,养殖发展受限。

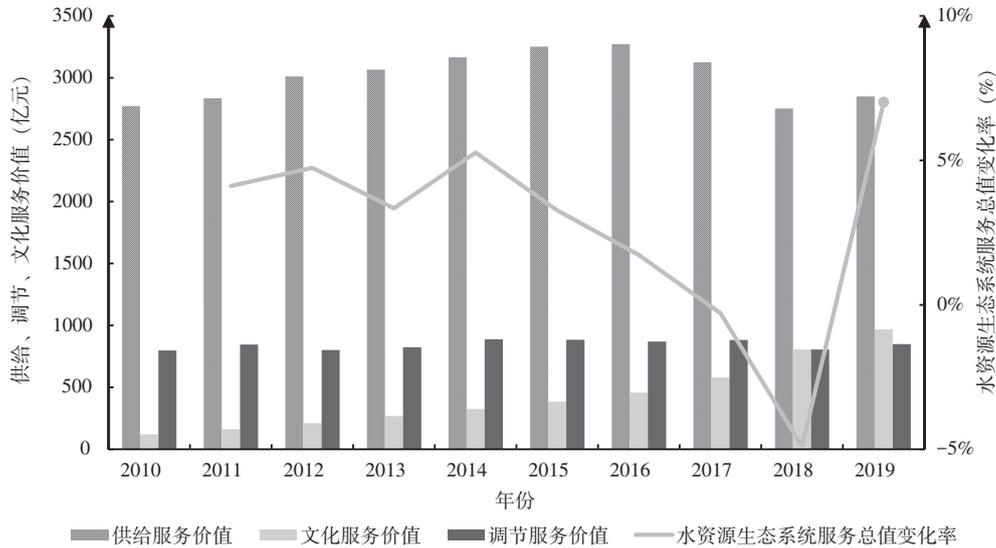


图 3 2010—2019 年水资源生态系统各服务功能价值及总值的变化

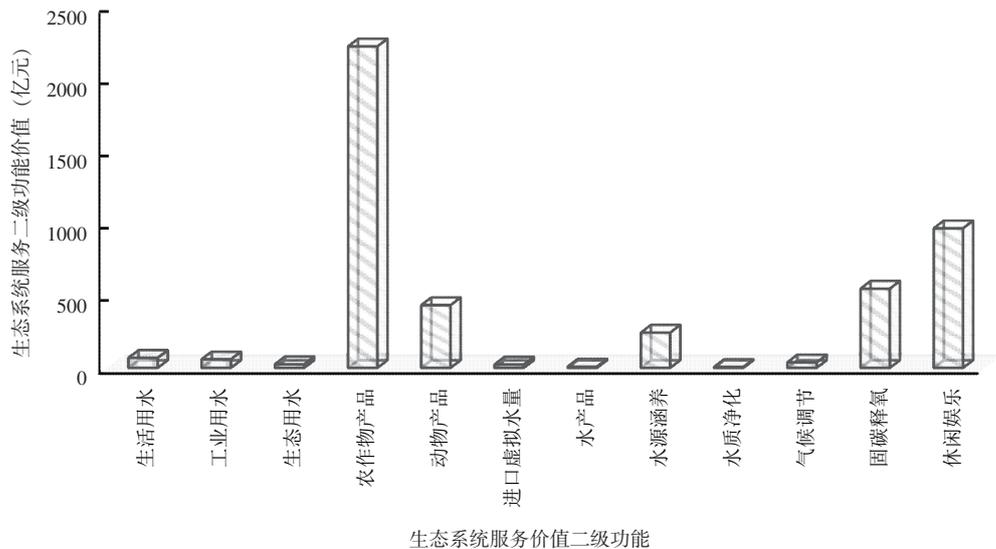


图 4 关中平原城市群水生态系统服务二级功能累计价值的占比

(三)水资源生态系统服务功能价值空间变化分析

由于发展水平不同,各地区 WESV 差距较明显。表 5 结果表明,陕西、山西、甘肃辖内城市对 WESV 的贡献率分别为 63.49%、20.67%、15.84%。2010—2019 年 GPUA 各市 WESV 累计 6000 亿元以上的高值区域集中在渭南、西安、运城等城市,1100 亿元以下的低值区域是铜川市和杨凌示范区。其中,西安市凭借生态用水、进口虚拟水量、文化服务功能价值等贡献率位居第一。近年来,西安市持续建设 92 座水库,不断恢复水景面积,生态环境改善明显,为城市提供了更多生态用水(秦艳丽等, 2020)。西安市作为 GPUA 及西北唯一的特大城市,旅游业发展迅速,城市旅游业收入接近陕西旅游业收入的一半。渭南市凭借水产品价值、气候调节

及水源涵养三项贡献率较高。“十三五”以来,渭南市累计完成治理水土流失面积 1489.01 平方千米,营造林面积 3.34 万公顷,对调节服务起到极大促进作用。运城市 2020 年以来造林 2.14 万公顷,对固碳释氧功能价值起到促进作用。杨凌示范区对 GPUA 的 WESV 贡献率较低,同水域面积较小有关,但通过不断恢复水资源生物多样性,吸引了 120 多种野生水鸟。

(四)驱动水资源生态系统服务价值变化的因素分析

借鉴李静芝等的成果(李静芝等, 2022),结合 GPUA 实际,兼顾数据的可得性,选取 2010—2019 年 GPUA 人口、经济和旅游三个维度共计 16 项驱动因素指标同 WESV 进行相关性分析,如图 5 所示。

表 5 2010—2019 年关中平原城市群各市水资源生态系统服务功能价值累计占比

项目	功能价值累计占比(%)											
	西安市	宝鸡市	铜川市	咸阳市	渭南市	商洛市	杨凌示范区	运城市	临汾市	天水市	平凉市	庆阳市
生活用水	33.17	11.23	10.26	2.18	10.56	0.70	5.17	9.75	4.77	5.30	3.60	3.31
工业用水	32.54	8.64	14.30	2.78	11.04	0.22	4.06	10.06	4.46	2.26	5.43	4.23
生态用水	59.49	4.79	7.03	1.04	7.21	0.60	4.02	3.85	5.64	1.75	1.45	3.15
农作物产品	8.15	8.71	19.29	3.05	15.60	0.19	1.73	20.09	4.56	6.52	6.34	5.79
动物产品	14.83	20.32	17.71	2.01	16.43	0.52	3.95	9.13	3.50	2.47	4.03	5.10
进口虚拟水量	70.00	3.00	2.54	0.04	1.34	0.24	1.30	18.06	1.61	1.83	0.01	0.02
水产品	13.27	7.19	8.56	1.46	36.72	0.18	2.69	20.12	5.91	1.31	1.06	1.53
水源涵养	16.47	3.10	9.15	1.73	27.78	0.04	21.75	6.08	0.15	4.32	5.64	3.79
水质净化	34.01	8.03	7.80	1.99	8.67	0.96	3.07	4.68	11.37	8.10	5.41	5.91
气候调节	16.36	2.96	11.55	1.71	32.53	0.00	12.80	9.51	0.24	4.46	4.02	3.85
固碳释氧	10.76	7.30	19.10	1.87	14.06	0.34	2.07	18.48	7.24	8.03	4.97	5.76
休闲娱乐	38.06	11.60	7.37	1.93	8.86	0.33	5.26	10.15	9.41	3.88	0.89	2.25

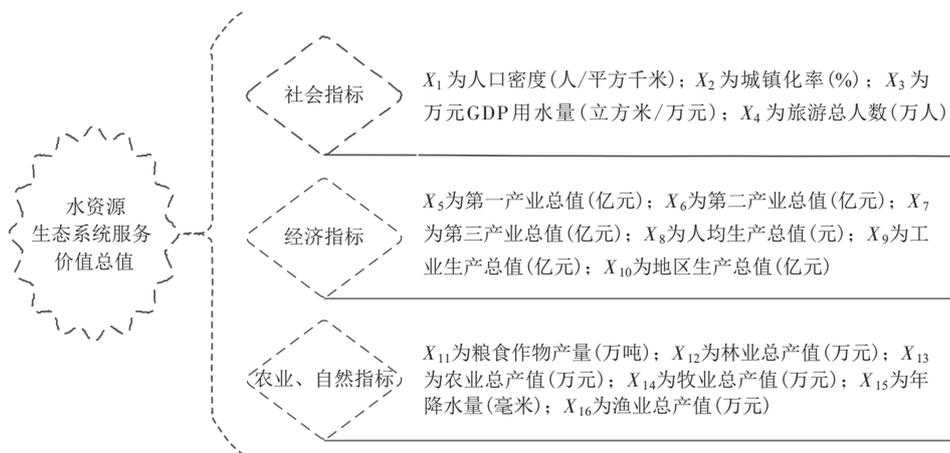


图 5 驱动生态系统服务价值变化的指标体系

采用 Pearson 系数判断同 WESV 总值变化相关性显著的指标。表 6 结果显示,WESV 与总人口、常住人口、人均生产总值、旅游总人数等 14 个指标因素在 0.05 以上的显著性水平下相关。各因素与 WESV 之间的相关性强度排序如下:农业总产值(0.957)>林业总产值(0.941)>渔业总产值(0.938)>第一产业总值(0.933)>万元 GDP 用水量(-0.930)等。剔除 2 个相关性低的因素后进行逐步回归分析,建立 WESV 与驱动因素之间的线性回归方程。经检验回归方程调整后 R^2 均大于 0.5,显著性水平均低于 0.05,模型拟合效果良好。表 5 中模型 1 和模型 2 的回归结果显示,农业、自然指标是影响 WESV 的最重要因素,且多为正向影响作用,表明提高农业、自然指标因素数值对 WESV 具有显著提升作用。提高农业资源利用率有利于发展高效生态农业,进一步推动生态系统服务价值快速增长。生态系统服务对社会经济发展具有重要的支撑作用,但经济快速增长的同时也对生态系统产生了一些不利影响。经济指标是影响 WESV 的重要驱动因素。其中,第二产业总值与 WESV 存在显著负相关关系,主要原因是第二产业的发展会增加水资源消耗,加重水体污染,导致 WESV 降低。因此,统筹推进生态保护与发展的关系的关键是,加快城市发展方式的绿色转型。社会指标与 WESV 之间的相关性普遍较高,均在 0.80 以上。城市活动对生态系统影响日益加大,导致生态系统服务功能逐渐退化。城镇化的推进对生态系统服务价值影响日渐显著,万元 GDP 用水量不断降低,说明水资源利用效率已经得到越来越多的重视。

表 6 2010—2019 年关中平原城市群水资源生态系统服务累计价值与社会指标因素关系

项目	WESV	地区 GDP	第一产业总值	第二产业总值	第三产业总值	工业生产总产值	人均生产总值	城镇化率	人口密度	万元 GDP 用水量	年降水量	旅游总人数	粮食作物产量	林业总值	渔业总值	农业总值	牧业总值
WESV	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
地区 GDP	0.87**	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
第一产业总值	0.93**	0.97**	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
第二产业总值	0.84**	0.97**	0.97**	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
第三产业总值	0.87**	0.99**	0.94**	0.94**	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
工业生产总产值	0.78**	0.93**	0.94**	0.99**	0.87**	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
人均生产总值	0.73*	0.83**	0.84**	0.88**	0.78**	0.89**	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
城镇化率	0.92**	0.99**	0.97**	0.95**	0.99**	0.89**	0.81**	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
人口密度	0.90**	0.98**	0.96**	0.92**	0.99**	0.85**	0.77**	0.99**	1	-	-	-	-	-	-	-	-
万元 GDP 用水量	-0.93**	-0.96**	-0.98**	-0.97**	-0.93**	-0.93**	-0.87**	-0.96**	-0.92**	1	-	-	-	-	-	-	-
年降水量	-0.50	-0.33	-0.45	-0.34	-0.30	-0.32	-0.38	-0.37	-0.38	0.47	1	-	-	-	-	-	-
旅游总人数	0.80**	0.98**	0.91**	0.93**	.990**	0.87**	0.77**	0.97**	0.97**	-0.88**	-0.24	1	-	-	-	-	-
粮食作物产量	-0.29	-0.54	-0.41	-0.49	-.556	-0.45	-0.37	-0.50	-0.49	0.38	-0.47	-0.59	1	-	-	-	-
林业总值	0.94**	0.98**	0.98**	0.95**	0.96**	0.90**	0.81**	0.99**	0.97**	-0.98**	-0.47	0.93**	-0.40	1	-	-	-
渔业总值	0.94**	0.98**	0.97**	0.94**	0.97**	0.88**	0.81**	0.99**	0.97**	-0.98**	-0.43	0.93**	-0.45	0.99**	1	-	-
农业总值	0.96**	0.96**	0.99**	0.96**	0.94**	0.92**	0.84**	0.98**	0.95**	-0.99**	-0.47	0.90**	-0.36	0.99**	0.98**	1	-
牧业总值	0.90**	0.69*	0.83**	0.73*	0.64*	0.72*	0.70*	0.74*	0.71*	-0.84**	-0.58	0.56	-0.14	0.78**	0.78**	0.85**	1

注:*表示两种生态系统服务在 0.01 水平上显著相关;*表示两种生态系统服务在 0.05 水平上显著相关。

表 7 中,模型 4 的结果显示,供给服务价值受第二产业总值影响较大。由于供给服务价值在 GPUA 水资源生态系统服务价值中占比最高,因此,第二产业总值将影响 WESV 变化。模型 8 的结果表明,旅游总人数、城镇化率及地区生产总值为文化服务的重要驱动因素。旅游人数及地区生产总值越高、但城镇化率越低时,WESV 越高。秦晋两省作为黄河流域文化重要发源地之一,如何平衡旅游发展及自然环境保护问题成为目前亟需解决的问题。模型 3 和 5 的结果显示,牧业总产值为供给和调节服务价值的重要驱动指标。需要说明的是,相较于表 5 中的其他回归模型,模型 3 和 5 的拟合优度并不高,但考虑到回归方程的拟合优度检验本质上是描述变量关系的,为判别模型的合理性,在模型 3 的基础之上引入第二产业总值形成模型 4 后,提高了拟合优度,增加了牧业总产值对供给服务价值的解释力。表明在降低第二产业总值、提升牧业总产值情形下将改善 WESV 的服务价值。从二级功能服务价值的驱动因素探讨 WESV 变化趋势和特征可以看出,供给和调节服务价值受经济指标影响较大,且供给服务价值在 WESV 中占有较大比重。GPUA 的农牧业资源丰富,生态基础良好,加强农牧业基础设施建设有利于提高生态经济效益。文化服务价值主要影响因素为旅游总人数和城镇化率。建议促进旅游资源的可持续利用和保护,推动绿色旅游。

表 7 关中平原城市群生态系统服务价值回归模型及其结果

生态系统服务价值类型(百万元)	回归模型	模型序号	R ²	调整后 R ²
水资源生态系统服务价值	$y=2.7994 \times 10^{-15} + 0.957 X_{13}$	1	0.916	0.906
	$y=4.0634 \times 10^{-15} + 1.794 X_{13} - 0.876 X_6$	2	0.983	0.978
供给服务价值	$y_1=2.1856 \times 10^{-15} + 0.719 X_{14}$	3	0.516	0.456
	$y_1=3.1251 \times 10^{-15} + 1.377 X_{14} - 0.906 X_6$	4	0.903	0.875
调节服务价值	$y_2=2.3083 \times 10^{-16} + 0.718 X_{14}$	5	0.515	0.454
	$y_3=-3.1008 \times 10^{-16} + 0.997 X_4$	6	0.995	0.994
文化服务价值	$y_3=-3.3076 \times 10^{-16} + 1.253 X_4 - 0.264 X_2$	7	1	1
	$y_3=-2.755 \times 10^{-16} + 1.191 X_4 - 0.406 X_2 + 0.203 X_{10}$	8	1	1

注:y为水资源生态系统服务价值(亿元);y₁为供给服务价值(亿元);y₂为调节服务价值(亿元);y₃为文化服务价值(亿元)。

四、讨论

城市群正在成为支撑中国高质量发展的重要增长极和核心载体,为加强城市之间的联系注入了新动能(魏后凯, 2023),但城市群建设进程的加快导致跨域生态系统脆弱问题凸显。为全面反映水资源利用和保护状况,ES 评估及其驱动因素研究正在成为黄河流域生态安全和高质量发展的必要条件(杨永春等, 2020)。有效的流域水环境问题治理措施有利于扭转区域水资源和水环境形势严峻的局面(高娜等, 2022)。辨识 WESV 演变特征及其对各驱动因素的响应是水环境研究亟待解决的难题(Huang et al, 2021),对生态系统的可持续治理至关重要。城市群水资源环境问题不但同流域功能定位、城市产业布局、社会经济发展水平等紧

密相关,而且还受到邻近城市水资源环境治理努力程度的影响,依靠某一座城市是难以解决流域水资源保护与利用问题的。作为生态治理的重要地理单元,城市群空间组织形态为流域系统治理提供了新思路。黄河流域城市群正面临着提升高质量发展能力和水资源生态系统服务价值的双重压力。决定城市群能否实现高质量发展的关键因素之一是水资源能否满足生产、生活、生态等的需求。核算WESV无疑对城市群水环境协同治理、推动黄河流域高质量发展具有重要现实意义。2010—2013年,GPUA城镇化发展迅速导致水质下降,而近年来得益于人们对水资源保护的高度重视,GPUA的WESV平稳增长,万元GDP用水量大幅降低,其中,水域供给服务价值占WESV总值的70.52%,反映出地方政府为缓解城市发展对水资源的需求,在保护和恢复水资源生态环境中付出的努力。采用SEEA框架有利于评估水资源资产的存量及其变化状况,揭示社会经济发展与水环境保护之间关系。将WESV纳入水资源保护与利用规划中不仅将为城市水环境治理提供科学依据,而且有利于推动生物多样性恢复进程。

厘清ES的驱动因素对优化生态系统尤为重要。产业结构、经济发展、土地利用、城市扩容等因素对发展方式绿色转型的影响作用越来越受到关注(徐杰和朱承亮,2018;杨航英和强永昌,2022)。经济增长对ESV的影响作用最具有解释力,这与本文结果一致。在GPUA中的陕西省内城市对WESV贡献率最高,因此,陕西省ES驱动因素与GPUA较为相似。产业结构是黄河流域高质量发展的重要驱动因素(刘传明和马青山,2020)。提高区域产业结构转型质量对改善区域生态环境、实现资源有效配置起到重要作用(唐晓灵等,2021)。因此,要提高绿色转型能力、实现高质量发展亟需积极协调水资源利用和产业结构转型升级之间的关系。城市水资源利用效率不仅取决于城市内的治理,还与城市群内其他城市水资源利用水平密切相关(张明斗和翁爱华,2022)。GPUA生态资源富集但发展水平较低,应从城市群视角定位各城市功能角色,在ES和产业协调发展之间找到平衡点,提升区域生态环境及水资源利用效率。研究表明,人口向核心城市群集聚趋势将愈加明显(马茹等,2022),但随着生产、生活的活动频率持续加快,人均消费水平的不断上升,人口集聚产生环境污染的速度将超过城市生态资源的再生速度,导致城市环境的自净能力难以匹配城市的快速发展。城市群作为支撑区域发展的增长极,区域差距将逐渐演化为城市群绿色创新能力的差异(马茹和王宏伟,2017),而城市水资源生态系统服务价值无疑是重要的影响因素。作为西北地区唯一的一座国家中心城市,西安更应发挥辐射和引导作用,调整GPUA的人口分布及产业转型升级,不断调整优化产业结构,稳固水资源保护和利用的基础地位,促进区域绿色转型,在跨区域协同治理中实现生态系统服务最大化。

本文存在一定局限性。一是由于水资源相关数据共享平台较少,数据获取难,计算精度有待改进;二是在核算文化服务价值时,仅考虑休闲娱乐功能,可能存在低估问题;三是受样本量或其他随机变量的影响,回归模型3和5的拟合优度有待提高。在响应联合国SDGs倡议的背景下,建立面向SEEA-EEA的生态系统服务价值评估原则与方法正在成为我国同国际接轨的重要工作,基于流域多尺度地理单元开展SEEA的适应性研究,制定城市群水资源保护和利用的改进方案无疑是流域城市群水资源系统治理的重要领域。

五、结论

(一)主要观点

第一,城市群生态系统服务价值能力明显得以提升。2010—2019年GPUA的WESV平稳增长。城市生态保护、修复工程工作的推进促使WESV大幅增加,万元GDP用水量下降51.60%。其中,最突出的是供给服务价值,占WESV总值的70.52%。各单项ES功能比例较为稳定,农作物产品功能的ESV最突出,年均变化对WESV变化有较大影响,应不断提高城市群水资源供给服务能力,实现水资源优化配置及可持续利用。

第二,城市群内各城市功能与定位不均衡、发展规模与WESV不相适应的问题比较突出。从空间演变特征来看,WESV呈东南部高于西北部的特点。受地区经济发展及耕地面积限制,贡献率较高的城市为西安、渭南、运城等。

第三,产业结构对WESV变化有较大的作用。WESV受农业总产值与第二产业生产总值的影响比较大。这与单项ES功能中农作物产品功能价值最突出的特征一致。供给与调节服务价值主要受牧业总产值影响。文化服务价值受旅游总人数影响较大。城镇化率与地区GDP也是主要影响城市WESV的因素。

(二)建议

第一,依据城市群中各城市的生态治理与修复工作目标,结合城市功能与定位,以城市自然资本核算为

基础,把生态系统服务价值纳入到城市水治理中,实现生态系统和社会经济系统要素的有机结合。第二,严控水资源开发和利用的上限,推动绿色产业转型。结合当地经济社会发展战略布局,实施用水总量和强度双控,推动跨市域及水利、生态环境、农业农村等部门的协同合作,实施种植结构调整、水权置换等激励机制,优化城市群水资源配置格局。第三,转变水资源利用方式,提高利用效率。严格节水制度,强化节水监管,推进水资源节约集约利用。以提升水资源利用效率和 WESV 为目标,制定并完善城市节水标准定额,通过用水市场激励机制推动第二产业节水增效。第四,保护市域用水权益,加强断面监测,实施河湖综合治理,监管建设项目的水土保持能力。第五,科学调整农业产业布局,加强农业生态保护修复,分类分区开展污染耕地治理。改善传统农业种植结构,加强水利基础设施建设,提升灌溉水有效利用系数。通过增加政府补贴强化农业科技和装备支撑,加快推进高效节水农业发展,并不断加强对水污染、大气污染等生态环保治理专业队伍建设。

参考文献

- [1] 陈明华,岳海珺,郝云飞,等,2021. 黄河流域生态效率的空间差异、动态演进及驱动因素[J]. 数量经济技术经济研究, (9): 25-44.
- [2] 崔和瑞,辛媛,赵巧芝,2022. 区域协同治理政策的大气污染减排效应研究——基于双重差分法的实证检验[J]. 技术经济, 41(11): 94-103.
- [3] 杜龙政,赵云辉,陶克涛,等,2019. 环境规制、治理转型对绿色竞争力提升的复合效应——基于中国工业的经验证据[J]. 经济研究, 54(10): 106-120.
- [4] 高娜,杨雨欣,郝蕊芳,等,2022. 北京市北沙河上游典型小流域水环境治理措施的生态效益分析[J]. 环境科学学报, 42(2): 32-41.
- [5] 国务院办公厅,2015-11-8.《编制自然资源资产负债表试点方案》[EB/OL]. 北京: 国务院办公厅. http://www.gov.cn/zhengce/content/2015-11/17/content_10313.htm.
- [6] 李静芝,王苗,冯文静,等,2022. 湘西州地区生态系统服务价值时空特征及驱动分析[J]. 自然资源遥感, 34(3): 207-217.
- [7] 李小建,文玉钊,李元征,等,2020. 黄河流域高质量发展: 人地协调与空间协调[J]. 经济地理, 40(4): 1-10.
- [8] 梁鸿,潘晓峰,余欣繁,等,2016. 深圳市水生态系统服务功能价值评估[J]. 自然资源学报, 31(9): 1474-1487.
- [9] 凌云,杨宜男,许迦龙,等,2023. 京津冀地区城市化对典型生态系统服务供需关系的影响研究[J]. 生态学报, (13): 1-16.
- [10] 刘传明,马青山,2020. 黄河流域高质量发展的空间关联网络及驱动因素[J]. 经济地理, 40(10): 91-99.
- [11] 刘菊,傅斌,张成虎,等,2019. 基于 InVEST 模型的岷江上游生态系统水源涵养量与价值评估[J]. 长江流域资源与环境, 28(3): 577-585.
- [12] 刘洋,毕军,吕建树,2019. 生态系统服务分类综述与流域尺度重分类研究[J]. 资源科学, 41(7): 1189-1200.
- [13] 刘子晨,2022. 黄河流域生态治理绩效评估及影响因素研究[J]. 中国软科学, 374(2): 11-21.
- [14] 马茹,王宏伟,2017. 中国城市群创新非均衡性[J]. 技术经济, 36(3): 54-60.
- [15] 马茹,王宏伟,张静,2022. 基于 2050 年中国人口发展愿景的工程科技需求分析[J]. 技术经济, 41(7): 73-82.
- [16] 欧阳志云,赵同谦,王效科,等,2004. 水生态服务功能分析及其间接价值评价[J]. 生态学报, 24(10): 2091-2099.
- [17] 秦艳丽,时鹏,何文虹,等,2020. 西安市城市化对景观格局及生态系统服务价值的影响[J]. 生态学报, 40(22): 8239-8250.
- [18] 邱坚坚,刘毅华,陈澄静,等,2023. 生态系统服务与人类福祉耦合的空间格局及其驱动方式——以广州市为例[J]. 自然资源学报, 38(3): 760-778.
- [19] 生态环境部,国家发展和改革委员会,自然资源部,等,2022-06-28.《黄河流域生态环境保护规划》[EB/OL]. 北京: 生态环境部. <https://www.mee.gov.cn/ywgz/zcghtjdd/ghxx/202206/W020220628597264429830.pdf>.
- [20] 孙才志,陈栓,赵良仕,2013. 基于 ESDA 的中国省际水足迹强度的空间关联格局分析[J]. 自然资源学报, 28(4): 571-582.
- [21] 唐晓灵,冯艳蓉,杜莉,2021. 产业结构调整与能源生态效率的演变特征及耦合关系——以关中平原城市群为例[J]. 技术经济, 40(4): 58-64.
- [22] 王凯平,冯悦,邱陈澜,等,2022. 环京津城市群生态系统服务的时空演变与驱动因素[J]. 生态学报, 42(19): 7871-7883.
- [23] 王诗绮,刘焱序,李琰,等,2023. 近 20 年黄土高原生态系统服务研究进展[J]. 生态学报, 43(1): 26-37.
- [24] 魏后凯,2023. 促进区域协调发展的战略抉择与政策重构[J]. 技术经济, 42(1): 14-24.
- [25] 谢高地,甄霖,鲁春霞,2008,等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报, 23(5): 911-919.

- [26] 徐杰 朱承亮, 2018. 资源环境约束下少数民族地区经济增长效率研究[J]. 数量经济技术经济研究, 35(11): 95-110.
- [27] 杨航英, 强永昌, 2022. 城市群扩容对区域绿色经济效率的影响研究——以长三角城市群扩容为例[J]. 技术经济, 41(2): 75-85.
- [28] 杨永春, 张旭东, 穆焱杰, 等, 2020. 黄河上游生态保护与高质量发展的基本逻辑及关键对策[J]. 经济地理, 40(6): 9-20.
- [29] 杨志新, 郑大玮, 文化, 2005. 北京郊区农田生态系统服务功能价值的评估研究[J]. 自然资源学报, 20(4): 564-571.
- [30] 于法稳, 林珊, 王广梁, 2023. 黄河流域县域生态治理的重点领域及对策研究[J]. 中国软科学, 386(2): 104-114.
- [31] 张明斗, 翁爱华, 2022. 长江经济带城市水资源利用效率的空间关联网及形成机制[J]. 地理学报, 77(9): 2353-2373.
- [32] 张自正, 张蕾, 孙桂英, 等, 2023. 清江流域生态系统服务权衡时空效应及驱动因素[J]. 应用生态学报, 34(4): 1051-1062.
- [33] 赵同谦, 欧阳志云, 王效科, 等, 2003. 中国陆地地表水生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J]. 自然资源学报, 18(4): 443-452.
- [34] 中共中央国务院, 2021-10-08. 《黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要》[EB/OL]. 北京: 中共中央国务院. http://www.gov.cn/zhengce/2021-10/08/content_5641438.htm.
- [35] 中国科学院生态环境研究中心, 环保部卫星环境应用中心, 2016-12-29. 《全国生态环境十年变化(2000—2010)调查评估报告》[EB/OL]. 北京: 中国科学院. https://www.cas.cn/jh/201703/t20170317_4593777.shtml.
- [36] 周小平, 冯宇晴, 罗维, 等, 2020. 两种生态系统服务价值评估方法比较研究——以四川省金堂县三星镇土地整治工程为例[J]. 生态学报, 40(5): 1799-1809.
- [37] ALESSANDRA L N; SARA V; ALEXANDRA M, et al, 2019. Beyond the economic boundaries to account for ecosystem services[J]. *Ecosystem Services*, 35: 116-129.
- [38] BAGSTAD K J, INGRAM J C, SHAPIRO C D, et al, 2021. Lessons learned from development of natural capital accounts in the United States and European Union[J]. *Ecosystem Services*, 52: 101359.
- [39] CHENG B, LI H E, YUE S Y, et al, 2019. A conceptual decision-making for the ecological base flow of rivers considering the economic value of ecosystem services of rivers in water shortage area of Northwest China[J]. *Journal of Hydrology*, 578: 124126.
- [40] DVARSKAS A, 2019. Experimental ecosystem accounting for coastal and marine areas: A pilot application of the SEEA-EEA in Long Island coastal bays[J]. *Marine Policy*, 100: 141-151.
- [41] ESTOQUE R C, MURAYAMA Y, 2013. Landscape pattern and ecosystem service value changes: Implications for environmental sustainability planning for the rapidly urbanizing summer capital of the Philippines[J]. *Landscape and Urban Planning*, 116: 60-72.
- [42] HOEKSTRA A Y, CHAPAGAIN A K, ALDAYA M M, et al, 2011. The water footprint assessment manual: Setting the global standard[M]. London: Earthscan.
- [43] HOEKSTRA A Y. 2003. Virtual water trade: Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade-value of water research report Series No.12[R]. Delft, The Netherlands: IHE.
- [44] HUANG J C, ZHANG Y J, BING H J, et al, 2021. Characterizing the river water quality in China: Recent progress and on-going challenges[J]. *Water Research*, 201: 117309.
- [45] JIANG H Q, WU W J, WANG J N, et al, 2021. Mapping global value of terrestrial ecosystem services by countries[J]. *Ecosystem Services*, 52: 101361.
- [46] LA NOTTE A, VALLECILLO S, MARQUES A, et al, 2019. Beyond the economic boundaries to account for ecosystem services. *Ecosystem Services*, 35, 116-129.
- [47] LI P H, ZHANG R Q, XU L P, 2021. Three-dimensional ecological footprint based on ecosystem service value and their drivers: A case study of Urumqi[J]. *Ecological Indicators*, 131: 108117.
- [48] PAHL-WOSTL C, LUKAT E, STEIN U, et al, 2023. Improving the socio-ecological fit in water governance by enhancing coordination of ecosystem services used[J]. *Environmental Science & Policy*, 139: 11-21.
- [49] PHAM H V, SPEROTTO A, FURLAN E, et al, 2021. Integrating Bayesian Networks into ecosystem services assessment to support water management at the river basin scale[J]. *Ecosystem Services*, 50: 101300.
- [50] SYLLA M, V. HARMÁČKOVÁ Z, GRAMMATIKOPOULOU I, et al, 2021. Methodological and empirical challenges of SEEA-EEA in developing contexts: Towards ecosystem service accounts in the Kyrgyz Republic[J]. *Ecosystem Services*, 50: 101333.
- [51] UNITED NATIONS, 2012-3-1. System of Environmental-Economic Accounting Central Framework [EB/OL]. New York: United Nation. <https://www.fao.org/statistics/systemofenvironmental-economicaccountingseea/en/>.
- [52] UNITED NATIONS, 2013-3-1. Ecosystem Accounting [EB/OL]. New York: United Nation. <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.
- [53] WANG Y Y, HE W, CHEN C, et al, 2022. Different countries need strengthen water management to improve human health

- [J]. *Journal of Cleaner Production*, 380: 134998.
- [54] ZHANG S D, TAIEBAT M, LIU Y, et al, 2019. Regional water footprints and interregional virtual water transfers in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 228: 1401-1412.
- [55] ZHOU Z X, SUN X R, ZHANG X T, et al, 2022. Inter-regional ecological compensation in the Yellow River Basin based on the value of ecosystem services[J]. *Journal of Environmental Management*, 322: 116073.

Spatiotemporal Evolution of Water Ecosystem Service Value and Its Influencing Factors in the Yellow River Basin: A Case of the Guanzhong Plain Urban Agglomeration

Yang Yi, Liang Chenxue

(School of Economics and Management, Xi'an University of Technology, Xi'an 710054, China)

Abstract: The development of urban agglomerations in the Yellow River Basin faces severe challenges such as strong rigid constraints on water resources, difficulty in cross-regional governance, and insufficient carrying capacity. Using system of Environmental-Economic Accounting-Ecosystem Accounting and water footprints, and the driving role of socio-economic factors on value changes was revealed based on the description of spatial and temporal evolution characteristics. The results presented that the value of ecosystem services increased steadily and was characterized by regional differences, with higher values in the southeast than in the northwest. Value changes are strongly influenced by gross agricultural output and gross secondary industry, and urbanization rate and tourism numbers are also major influencing factors. It is recommended to incorporate the value of ecosystem services into urban water governance and accelerate green transformation by adjusting the scale of urban development and population density, and promoting cross-domain collaboration and other measures. This study explores the preparation and accounting of water resources ecosystem accounts for urban agglomerations, which provides a scientific basis for highlighting the ecological service function in the protection and utilization of water resources in urban agglomerations.

Keywords: water resources; ecosystem services value; urban agglomerations; driving factor; system of environmental-economic accounting