

黄河下游地区水资源生态足迹时空分析与预测

王广州^{1,2}, 窦身堂^{1,2}, 凡姚申^{1,2}, 于守兵^{1,2}, 戴玮琦^{1,2}, 吴彦^{1,2}

(1.黄河水利委员会 黄河水利科学研究院, 河南 郑州 450003;

2.水利部 黄河下游河道与河口治理重点实验室, 河南 郑州 450003)

摘要: [目的] 评价黄河下游水资源生态承载状态, 为地区水资源管理与规划提供理论依据。[方法] 运用水资源生态足迹理论结合对数均值迪式指数分解法(logarithmic mean divisia index, LMDI)对 2007—2020 年黄河下游水资源生态足迹的时空分布特征及驱动机制进行核算分析, 并通过灰色预测模型 GM(1,1)对 2021—2030 年的水资源生态足迹变化趋势进行预测。[结果] 黄河下游历年水资源生态足迹远高于生态承载力, 水资源生态赤字现象严重; 水资源生态足迹与生态赤字年间均呈波动降低趋势, 用水效率逐渐提高, 农业用水是最大的水资源生态足迹账户; 黄河三角洲是黄河下游水资源生态压力最大的区域, 淄博、济南、郑州和泰安 4 市的生态压力相对较小; 经济效应对黄河下游水资源生态足迹变化起正向主导作用, 技术效应起负向主导作用; 预测结果表明, 2021—2030 年黄河下游人均水资源生态赤字由 0.387 hm²/人降至 0.359 hm²/人。[结论] 在生产快速发展和用水结构优化调整等综合作用下, 黄河下游地区用水效率逐渐提高, 水资源生态压力有一定幅度的缓解。但由于该区域水资源生态赤字基数较大, 未来水资源可持续利用形势依旧十分严峻, 亟待进一步加强水资源的统筹管理, 助力黄河下游地区高质量可持续发展。

关键词: 水资源生态足迹; 对数均值迪式指数分解法(LMDI); 黄河下游; 灰色预测模型 GM(1,1)

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2023)01-0117-07

中图分类号: TV213.4

文献参数: 王广州, 窦身堂, 凡姚申, 等. 黄河下游地区水资源生态足迹时空分析与预测[J]. 水土保持通报, 2023, 43(1):117-123. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2023.01.014; Wang Guangzhou, Dou Shentang, Fan Yaoshen, et al. Spatiotemporal analysis and prediction of ecological footprint of water resources in lower reaches of Yellow River basin [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(1):117-123.

Spatiotemporal Analysis and Prediction of Ecological Footprint of Water Resources in Lower Reaches of Yellow River Basin

Wang Guangzhou^{1,2}, Dou Shentang^{1,2}, Fan Yaoshen^{1,2}, Yu Shoubing^{1,2}, Dai Weiqi^{1,2}, Wu Yan^{1,2}

(1.Yellow River Institute of Hydraulic Research, Yellow River Conservancy

Commission, Zhengzhou, Henan 450003, China; 2.Key Laboratory of Lower Yellow River

Channel and Estuary Regulation, Ministry of Water Resources, Zhengzhou, Henan 450003, China)

Abstract: [Objective] The ecological carrying capacity of water resources in the lower reaches of the Yellow River basin was evaluated in order to provide a theoretical basis for regional water resource management and planning. [Methods] The spatial and temporal distribution characteristics and driving mechanism of the ecological footprint of water resources in the lower reaches of the Yellow River basin from 2007 to 2020 were calculated and analyzed using the theory of ecological footprint of water resources and the logarithmic mean Divisia index method (LMDI). The grey forecasting model GM(1,1) was applied to predict the change trend of the ecological footprint of water resources from 2021 to 2030. [Results] The ecological footprint of water resources in the lower reaches of the Yellow River over the study years was much greater than the ecological carrying capacity, and the ecological deficit of water resources was serious. Both the ecological footprint of

收稿日期:2022-07-01

修回日期:2022-07-22

资助项目:国家自然科学基金面上项目“波流动力作用下淤泥质海岸蚀退过程及力学机制”(52079056);中央级科研院所基本科研业务费专项(HKY-JBYW-2020-06);中央级科研院所基本科研业务费专项(HKY-JBYW-2020-11)

第一作者:王广州(1993—),男(汉族),山东省东营市人,硕士,助理工程师,主要从事水生态与水资源研究。Email:gzwang11@163.com。

通信作者:窦身堂(1980—),男(汉族),河南省商丘市人,博士,教授级高级工程师,主要从事水文学与水资源研究。Email:doushentang@126.com。

water resources and the ecological deficit showed a fluctuating and decreasing trend over years, and the efficiency of water use was gradually improving. Agricultural water consumption was the largest factor accounting for the ecological footprint of water resources. The Yellow River Delta was the area with the greatest ecological pressure on water resources in the lower reaches of the Yellow River basin. Zibo, Jinan, Zhengzhou, and Tai'an City had relatively little ecological pressure. The economic effect had a major positive role in the change of the ecological footprint of water resources in the lower reaches of the Yellow River basin, and the technical effect had a major negative role. The forecast results indicated that the ecological deficit of water resources per capita in the lower reaches of the Yellow River basin would decrease from 0.387 to 0.359 $\text{hm}^2/\text{person}$ from 2021 to 2030. [Conclusion] The water use efficiency in the lower reaches of the Yellow River basin has gradually increased over time, and the ecological pressure on water resources has been relieved to a certain extent under the comprehensive effects of rapid development of productivity and optimization and adjustment of water-using structures. However, the sustainable utilization of water resources in the future is still under very serious pressure due to the large deficit in the ecological base of water resources in this region. It is therefore urgent to further strengthen the overall management of water resources in order to help the lower reaches of the Yellow River basin achieve high-quality sustainable development.

Keywords: ecological footprint of water resources; logarithmic mean Divisia index method; lower reaches of the Yellow River; grey forecasting model GM(1,1)

水资源是社会经济发展与生态环境维持的物质基础和重要保障。现阶段,随着水资源开发利用程度的提高,水资源短缺问题逐渐暴露并成为制约区域可持续发展的重要因素^[1]。因此,专家学者们采用不同的研究方法对水资源生态压力和可持续利用状况开展了大量研究,包括生态足迹法^[2]、集对分析法^[3]、人工神经网络法^[4]和模糊综合评价法等^[5]。其中生态足迹法因综合性、普适性和客观性较强,且能够定量评估区域水资源消耗程度及可承载状态而被广泛应用^[6]。

生态足迹模型由 Rees 等首次提出,并发展成为量度资源可持续性的有效核算工具^[7-8],其后被引入国内并逐步应用于水资源的核算评价与战略研究中^[9-10]。黄林楠等^[11]确定了水资源生态足迹模型计算所需参数并根据用水特性对水资源账户进行了划分;杜轶等^[12]分别基于国家公顷法和全球公顷法核算山西省水资源生态足迹,认为应根据不同的研究目的构建相应计算模型进行水资源生态足迹的分析;马剑锋等^[13]运用该模型并结合对数均值迪式指数分解法(logarithmic mean Divisia index, LMDI)对中国西北干旱区水资源生态足迹的变化特征及影响机制进行分析;金昌盛等^[14]基于该模型测算长江经济带各省(市)的水资源生态足迹并通过灰色预测模型 GM(1,1)对未来变化趋势进行预测。上述研究分别为相关地区的水资源可持续利用状况提供了参考,然而针对黄河下游地区的水资源生态足迹研究还较少。

黄河下游地区是黄河流域的经济发展高地,人口众多,产业密集,规模以上企业数量约占整个流域的 66%^[15],此外,黄河下游是我国重要的粮食产地,引黄

灌区多,用水需求大,有中国最大连片自流灌区之称^[16]。水资源匮乏导致的供需失衡已成为维系该区域可持续发展的主要瓶颈^[17],在“黄河流域生态保护和高质量发展”已提升为重大国家战略的当下,亟待对占据着黄河流域极为重要位置的下游地区进行水资源可持续性研究^[18]。因此,本文运用水资源生态足迹理论结合对数均值迪式指数分解法对 2007—2020 年黄河下游水资源生态足迹的时空分布特征及驱动机制进行核算分析,并通过灰色预测模型 GM(1,1)对未来 10 a 的水资源生态足迹变化趋势进行预测,以期对黄河下游水资源管理与规划提供理论依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域与数据来源

1.1.1 研究区域 黄河下游始自郑州桃花峪,终至东营黄河入海口,干流全长 786 km,沿岸城市众多。本文以黄河下游沿岸郑州、焦作、开封、新乡、濮阳、菏泽、济宁、泰安、聊城、济南、德州、淄博、滨州、东营共 14 座城市作为研究区域(34°15'—38°10'N, 112°33'—119°18'E)。该区域属于温带季风气候,多年(2007—2020 年)平均降雨量 619.7 mm,2020 年总人口 8.53×10⁷ 人、GDP 总量 5.66×10¹² 元。

1.1.2 数据来源 本研究所需黄河下游 14 座地级市的人口、面积、GDP、水资源总量、用水量等数据来源于相关省市的水资源公报、统计年鉴等文献。

1.2 水资源生态足迹模型

1.2.1 水资源生态足迹 水资源生态足迹是指将区域生产生活 and 生态系统健康维持所消耗的水资源量换

算为生产相应账户水资源所需的用地面积^[19]。本文结合水资源生态足迹的内涵和研究区域所在省市的水资源统计口径,将水资源生态足迹账户划分为农业用水、工业用水和城乡生活环境用水 3 类。计算公式为:

$$EF = \sum_{i=1}^3 EF_i = \sum_{i=1}^3 N \cdot ef_i = \sum_{i=1}^3 N \cdot \gamma \cdot (W_i/P) \quad (1)$$

式中:EF 为水资源总生态足迹(hm²);EF_i 为第*i*类水资源生态足迹(hm²);N 为区域总人口(万人);ef_i 为第*i*类人均水资源生态足迹(hm²/人); γ 为水资源全球均衡因子,取值 5.19^[11];W_i 为第*i*类水资源人均消耗量(m³);P 为全球水资源平均生产能力,取值 3 140 m³/hm²^[11]。

1.2.2 水资源生态承载力 水资源生态承载力是指区域水资源供给量对社会经济和生态环境系统良性发展的支撑能力^[20],计算公式为:

$$EC = N \cdot ec = N \cdot (1 - \alpha) \cdot \varphi \cdot \gamma(Q/P) \quad (2)$$

式中:EC 为水资源生态承载力(hm²);ec 为人均水资源生态承载力(hm²/人);Q 为区域水资源总量(m³);区域水资源承载力的 60%需用于生态环境的维持^[21],因此 α 取值 0.6; φ 为水资源产量因子,取区域水资源平均生产能力与全球水资源平均生产能力的比值^[11],由 2007—2020 年水资源统计数据核算得到黄河下游城市郑州、焦作、开封、新乡、濮阳、菏泽、济宁、泰安、聊城、济南、德州、淄博、滨州、东营的水资源产量因子分别为 0.38,0.59,0.51,0.45,0.38,0.52,0.56,0.52,0.45,0.63,0.58,0.62,0.39,0.24,下游整体水资源产量因子为 0.49。

1.2.3 水资源生态盈余/赤字 评价区域水资源可持续利用程度^[22],计算公式为:

$$EB = EC - EF \quad (3)$$

式中:EB 为水资源生态盈亏指数(hm²);其值为正,表明区域生态盈余,尚有水资源开发空间;其值为 0,表明区域水资源生态平衡;其值为负,表明区域生态赤字,水资源开发过量。

1.2.4 水资源生态足迹强度 衡量区域水资源利用效率,其值越高(低)表明水资源利用效率越低(高)^[23],计算公式为:

$$EG = EF/y \quad (4)$$

式中:EG 为水资源生态足迹强度(hm²);y 为区域生产总值 GDP(万元)。

1.3 基于 LMDI 的水资源生态足迹分解模型

对数均值迪式指数分解法(LMDI)是因素分解法的重要分支之一,因其克服了分解研究中的“0”值和“剩余”问题而得到广泛应用^[24]。水资源生态足迹的 LMDI 分解模型为:

$$ef_t = \sum_{i=1}^3 ef_{it} = \sum_{i=1}^3 \frac{ef_{it}}{ef_t} \frac{ef_t}{y_t} \frac{y_t}{N_t} N_t = \sum_{i=1}^3 s_{it} i_t r_t N_t \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \Delta ef_t &= ef_t + ef_0 = \sum_{i=1}^3 s_{it} i_t r_t N_t - \sum_{i=1}^3 s_{i0} i_0 r_0 N_0 \\ &= \Delta ef_s + \Delta ef_i + \Delta ef_r + \Delta ef_N \end{aligned} \quad (6)$$

式中:ef_t 为*t* 年人均水资源生态足迹(hm²·人);ef_{it} 为*t* 年第*i*类人均水资源生态足迹(hm²/人);y_t 为*t* 年区域生产总值 GDP(亿元);N_t 为*t* 年区域人口数(万人);ef₀ 为基准年(2007 年)人均水资源生态足迹(hm²/人); Δef_s , Δef_i , Δef_r , Δef_N 分别表示结构因素、技术因素、经济因素和人口因素引起的人均水资源生态足迹的变化量(hm²/人)。

$$\Delta ef_s = \sum_{i=1}^3 \left(\frac{ef_{it} - ef_{i0}}{\ln ef_{it} - \ln ef_{i0}} \ln \frac{s_{it}}{s_{i0}} \right) \quad (7)$$

$$\Delta ef_i = \ln \frac{i_t}{i_0} \sum_{i=1}^3 \frac{ef_{it} - ef_{i0}}{\ln ef_{it} - \ln ef_{i0}} \quad (8)$$

$$\Delta ef_r = \ln \frac{r_t}{r_0} \sum_{i=1}^3 \frac{ef_{it} - ef_{i0}}{\ln ef_{it} - \ln ef_{i0}} \quad (9)$$

$$\Delta ef_N = \ln \frac{N_t}{N_0} \sum_{i=1}^3 \frac{ef_{it} - ef_{i0}}{\ln ef_{it} - \ln ef_{i0}} \quad (10)$$

式中: s_{it} , i_t , r_t 分别对应 $\frac{ef_{it}}{ef_t}$, $\frac{ef_t}{y_t}$, $\frac{y_t}{N_t}$;S_{it} 为*t* 年第*i*类水资源占总水资源生态足迹的比重,体现结构效应; i_t 为*t* 年单位 GDP 的水资源生态足迹,体现技术效应; r_t 为*t* 年人均 GDP,体现经济效应;N_t 体现人口效应。计算结果为正(负)则表明该要素对水资源生态足迹有促进(抑制)作用。

1.4 灰色预测模型 GM(1,1)

灰色预测模型 GM(1,1)通过对原始数据作累加生成处理得到具有近似指数规律的数列,再进行建模的方法进行数据预测,是线性时间序列预测的主要工具之一,其相比于传统预测方法有着样本量要求少、计算简便、相对误差小、预测精度高等优点,目前已得到广泛应用^[25-27]。其基本形式为:

(1) 记需要预测的原始数列为 $X^{(0)} = \{X^{(0)}(1), X^{(0)}(2) \cdots X^{(0)}(n)\}$,对 $X^{(0)}$ 做一次累加生成得 $X^{(1)} = \{X^{(1)}(1), X^{(1)}(2) \cdots X^{(1)}(n)\}$,其中:

$$\begin{aligned} X^{(1)}(k) &= \sum_{i=1}^k X^{(0)}(i) \\ &(k=1, 2 \cdots n; i=1, 2 \cdots n) \end{aligned} \quad (11)$$

(2) 对原始数列进行级比检验:

$$\rho_k = \frac{X^{(0)}(k-1)}{X^{(0)}(k)} \quad (k=2 \cdots n) \quad (12)$$

若 ρ_k 值均处于可容性覆盖区间($e^{-2/n+1}$, $e^{2/n+1}$)内则符合预测条件;否则应选取适合的常数*b* 对原始数据做平移转换处理〔公式(13)〕,使处理后的数列 $Y^{(0)} = \{Y^{(0)}(1), Y^{(0)}(2) \cdots Y^{(0)}(n)\}$ 的级比值处于可

容性覆盖区内。

$$Y^{(0)}(k) = X^{(0)}(k) + b \quad (13)$$

(3) 通过累加生成序列 $X^{(1)}$ 建立 GM(1,1) 模型的一阶微分方程:

$$\frac{dX^{(1)}}{dt} + \alpha X^{(1)} = \mu \quad (14)$$

发展系数 α 和灰色作用量 μ 通过最小二乘法求解, 设:

$$a = (\alpha, \mu)^T = (B^T B)^{-1} B^T D \quad (15)$$

其中

$$B = \begin{bmatrix} -0.5[X^{(1)}(2) + X^{(1)}(1)] & 1 \\ \vdots & \vdots \\ -0.5[X^{(1)}(n) + X^{(1)}(n-1)] & 1 \end{bmatrix} \quad (16)$$

$$D = [X^{(0)}(2) \cdots X^{(0)}(n)]^T \quad (17)$$

对式(14)和式(15)求解得:

$$\hat{X}^{(1)}(k+1) = \left[X^{(0)}(1) - \frac{\mu}{\alpha} \right] e^{\alpha k} + \frac{\mu}{\alpha} \quad (18)$$

对累加值 $\hat{X}^{(1)}(k+1)$ 累减还原得预测值 $\hat{X}^{(0)}(k+1)$:

$$\hat{X}^{(0)}(k+1) = \hat{X}^{(1)}(k+1) - \hat{X}^{(1)}(k) \quad (19)$$

(4) 后验差检验:

$$C = S_1 / S_2 \quad (20)$$

$$P = \{ |\Delta^{(0)}(k) - \bar{\Delta}^{(0)}| \} < 0.674 5 S_1 \quad (21)$$

式中: C 为方差比; P 为小概率误差; S_1 为原始数据标准差; S_2 为残差标准差; $\Delta^{(0)}(k)$ 为原始数列残差; $\bar{\Delta}^{(0)}$ 为残差平均值。 C 值及 P 值与预测模型精度关联情况见表 1。

表 1 后验差检验等级划分

Table 1 Classification of post acceptance test

等级	好	合格	勉强合格	不合格
P	>0.95	>0.80	>0.70	≤ 0.70
C	<0.35	<0.50	<0.65	≥ 0.65

2 结果与讨论

2.1 黄河下游水资源生态足迹与生态承载力动态变化

由公式(1)~(4)核算得到 2007—2020 年黄河下游人均水资源生态足迹和生态承载力, 并在此基础上得出区域人均水资源生态盈亏和生态足迹强度(图 1)。黄河下游人均水资源生态足迹保持在 0.455~0.521 $\text{hm}^2/\text{人}$ 之间, 历年均值为 0.480 $\text{hm}^2/\text{人}$, 最低和最高值分别出现在 2009, 2014 年; 时间动态上来看, 2007—2020 年呈波动下降趋势, 降幅达 8.73%。

受限于黄河下游区域低水资源总量和低产量因子, 人均水资源生态承载力相对较低, 历年均值仅为 0.070 $\text{hm}^2/\text{人}$, 各年间在 0.045~0.093 $\text{hm}^2/\text{人}$ 之间波动变化, 最低和最高值分别出现在 2014 年、2010 年。区域人均水资源生态足迹远高于生态承载力, 水资源的超载使用导致出现水资源生态赤字现象, 人均水资源生态赤字范围在 0.376~0.451 $\text{hm}^2/\text{人}$ 之间, 历年均值 0.410 $\text{hm}^2/\text{人}$, 最低和最高值分别出现在 2008, 2018 年; 年际间变化趋势与水资源生态足迹的变化趋势较为相似, 2020 年的人均生态赤字值相较于 2007 年下降了 8.73%, 表明区域水资源可承载状态及可持续利用状况相对好转。人均水资源生态足迹强度近年来显著下降, 历年均值为 0.095 $\text{hm}^2/\text{人}$, 2007 年最高达 0.203 $\text{hm}^2/\text{人}$, 至 2020 年降为 0.069 $\text{hm}^2/\text{人}$, 年均降幅 5.08%, 这表明在区域生产力快速发展与经济结构优化调整等的影响下, 用水效率逐渐提高。

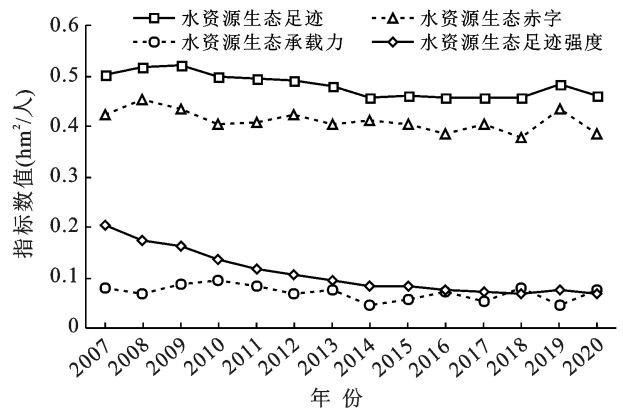


图 1 2007—2020 年黄河下游人均水资源状况变化趋势

Fig.1 Change trend of per capita water resources in the lower reaches of the Yellow River basin from 2007 to 2020

黄河下游水资源生态足迹构成如图 2 所示。黄河下游灌区是中国重要的产粮基地之一^[28], 农业生产用水是黄河下游最主要的用水方式, 2007—2020 年人均农业用水足迹均值为 0.323 $\text{hm}^2/\text{人}$, 占总水资源足迹的 67.29%; 时间线上来看, 人均农业用水足迹显著下降, 2007—2020 年间共下降 0.103 $\text{hm}^2/\text{人}$, 降幅达 27.39%。在黄河下游城市农业种植面积相对稳定的发展背景下^[29], 区域水资源刚性约束下的农业集约化用水和节水灌溉技术的发展是农业用水足迹下降和用水效率提高的主要原因。2007—2020 年人均工业用水足迹均值为 0.070 $\text{hm}^2/\text{人}$, 在总用水足迹中占比最低(仅为 14.58%), 最低值为 2020 年的 0.060 $\text{hm}^2/\text{人}$, 最高值为 2011 年的 0.078 $\text{hm}^2/\text{人}$;

年间呈现先升高后降低的变化规律,表明近年来工业结构升级和绿色低耗转型已见成效^[18]。2007—2020 年人均城乡生活环境用水足迹均值为 0.087 hm²/人,占总用水足迹的 18.13%;与农业和工业用水足迹近年来呈下降趋势相反,城乡生活环境用水呈波动上升趋势,2020 年达到 0.124 hm²/人,较 2007 年增加了 85.33%,区域用水结构显著优化。

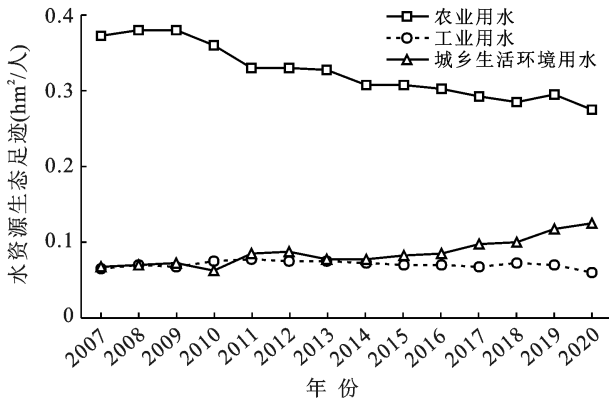


图 2 2007—2020 年黄河下游人均水资源生态足迹构成
Fig.2 Composition of the per capita ecological footprint of water resources in the lower reaches of the Yellow River basin from 2007 to 2020

众多学者基于该模型对中国其他地区水资源生态足迹状况也做了大量研究。与黄河下游地区相似,黄河沿线九省区历年间(2006—2018 年)人均水资源生态足迹也呈现整体下降趋势,此外,除四川省和青海省外的其他沿黄七省区亦均处于水资源生态赤字状态,可持续发展压力较大^[22]。而长江经济带各省市(2004—2015 年)人均水资源生态足迹则呈现先上升后趋于平稳的整体变化趋势,造成上述差异的原因在于黄河沿岸省市人均工农业等生产用水量逐渐降低,而长江经济带生产用水量逐渐增加,但由于长江经济带更高的水资源禀赋条件,该地区依然处于水资源生态盈余状况,可持续发展潜力较大^[14]。

2.2 黄河下游水资源生态足迹与生态承载力空间分布特征

为直观反映黄河下游水资源状况的空间分布特征,分别以 2007—2009 年作为基准年、2018—2020 年作为现状年进行各城市的指标核算,各城市人均水资源生态足迹和生态盈亏的时空分布格局有着显著差异(图 3a 与图 3b)。现状年间,东营人均水资源生态足迹和生态赤字最高(分别为 1.033 hm²/人和 0.954 hm²/人),滨州人均水资源生态足迹和生态赤字次之(分别为 0.757 hm²/人和 0.675 hm²/人),这表明黄河三角洲是黄河下游水资源超负载最严重区

域,区域经济社会发展的客水依赖程度最高,可持续发展状况最差,亟待优化产业布局,推进节水建设,加强水资源管理与利用。人均水资源生态足迹最低的城市依次为郑州、泰安、济南和淄博,分别为 0.282, 0.341, 0.356, 0.358 hm²/人。人均水资源生态赤字最低的城市分别为淄博、泰安、济南和郑州,分别为 0.228, 0.238, 0.259, 0.267 hm²/人。区域人均水资源生态足迹和生态承载力受人口密度、气候条件、灌溉技术和产业结构等众多因素共同影响^[30]。与基准年相比,人均水资源生态足迹升高的城市包括新乡、淄博、东营和滨州,增幅分别为 3.56%, 1.90%, 33.46% 和 12.99%;其余城市不同程度降低,郑州降幅最高达 27.69%。人均生态赤字呈增长态势的有新乡、东营、菏泽和滨州,增幅分别为 9.36%, 11.57%, 29.44% 和 8.44%;其他城市不同幅度下降,郑州和济宁降幅较大,分别为 25.15% 和 23.65%。

各城市人均水资源生态足迹强度分布见图 3c, 现状年间,人均水资源生态足迹强度较高的城市包括焦作、聊城、开封、滨州和菏泽,上述城市的水资源利用效率均有待提升;人均水资源生态足迹强度较低的城市具有经济发达、工业化程度高的特点,如郑州、济南和淄博等。相比于基准年,各城市人均水资源生态足迹强度均显著降低,尤以开封、郑州两市降幅最高。

2.3 黄河下游水资源生态足迹驱动效应

通过公式(5)—(10)对 2007—2020 年黄河下游水资源生态足迹驱动要素进行分解,结果如图 4 所示。人口效应和结构效应的数值较小,两者对人均水资源生态足迹变化的驱动影响较弱,其中人口效应起弱正向效应,结构效应起弱负向效应。经济效应和技术效应是人均水资源生态足迹变化的主导因素,其中经济效应起到正向主导作用,水资源是经济发展的基础物质资料^[31],黄河下游的经济增长过程使得水资源消耗量随之增加,导致人均水资源生态足迹升高;技术效应则起到负向主导作用,是黄河下游 2007—2020 年人均水资源生态足迹呈下降趋势的根本原因,工农业节水技术发展、高耗水产业转型等可有效提高用水效率,保障区域水资源的可持续利用。

2.4 黄河下游水资源生态足迹预测

由公式(11)—(21)对黄河下游人均水资源生态足迹和生态赤字进行预测,经后验差检验,两者预测精度均满足合格以上的精度要求。预测结果表明(图 5),黄河下游 2021—2030 年人均水资源生态足迹和生态赤字维持下降趋势,其中人均水资源生态足迹由 0.444 hm²/人降至 0.404 hm²/人,降幅为 9.01%;人均水资源生态赤字由 0.387 hm²/人降至

0.359 hm²/人,降幅为 7.12%。虽然水资源生态压力有一定幅度的缓解,但由于生态赤字基数较大,水资

源可持续利用形势依旧十分严峻,如何有效缓解黄河下游水资源生态压力是目前亟待解决的问题。

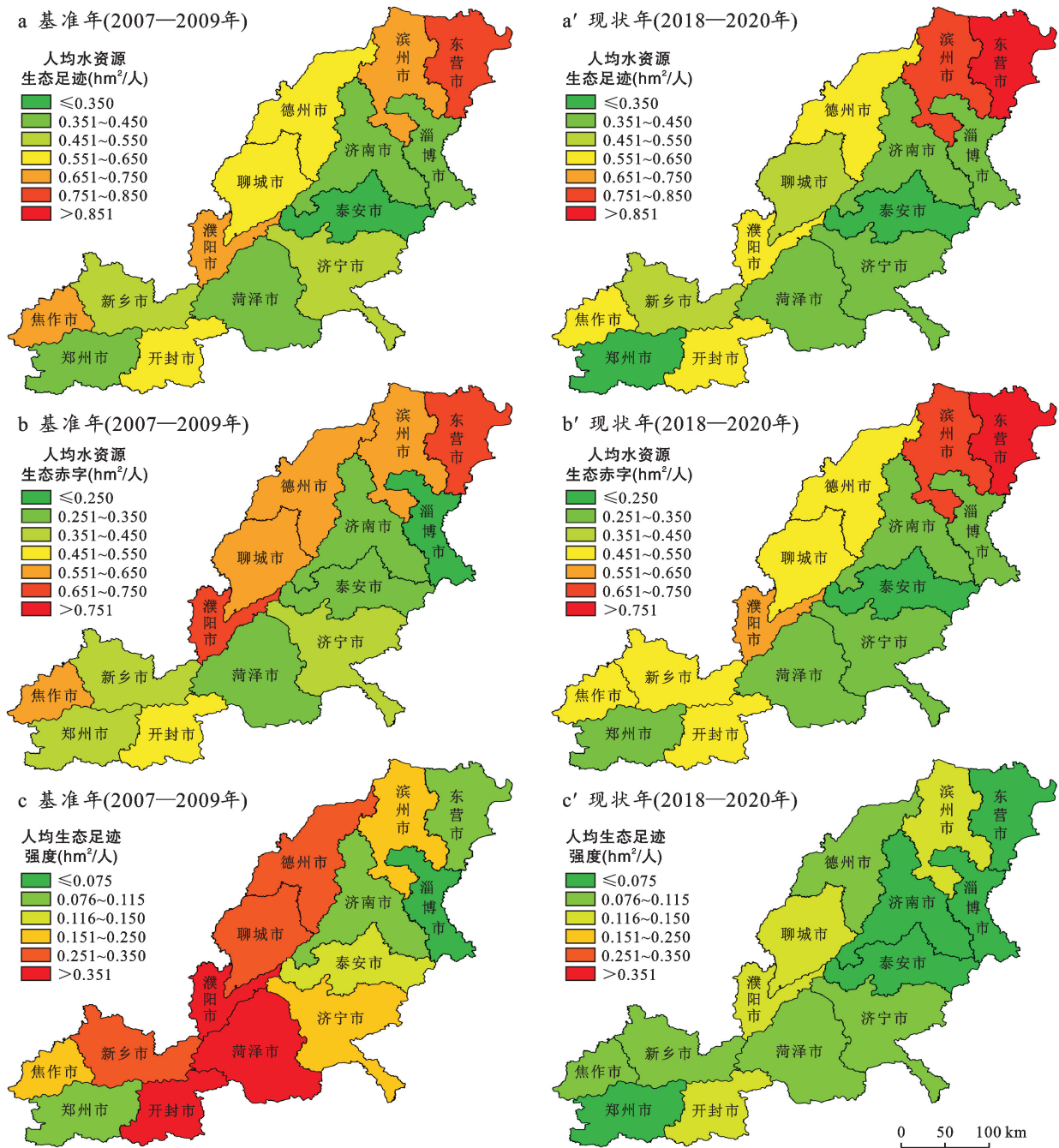


图 3 2007—2020 年黄河下游水资源状况空间分布特征

Fig.3 Spatial distribution characteristics of water resources in the lower reaches of the Yellow River basin from 2007 to 2020

3 结论

运用生态足迹理论对 2007—2020 年黄河下游水资源生态足迹时空分布特征的分析结果表明,黄河下游水资源生态足迹远超生态承载力,区域水资源生态赤字状况严重;水资源生态足迹与生态赤字年间均呈波动降低的趋势,用水效率逐渐提高,其中农业用

水是最大水资源生态足迹账户,比例达 67.29%;黄河三角洲是黄河下游水资源生态压力最大区域,该区域水资源可持续利用状况最差,淄博、济南、郑州和泰安生态压力相对较小。

基于 LMDI 模型的水资源生态足迹驱动要素分解结果表明,经济效应和技术效应是 2007—2020 年黄河下游水资源生态足迹变化的主导因素,

其中经济效应起正向主导作用,技术效应起负向主导作用。

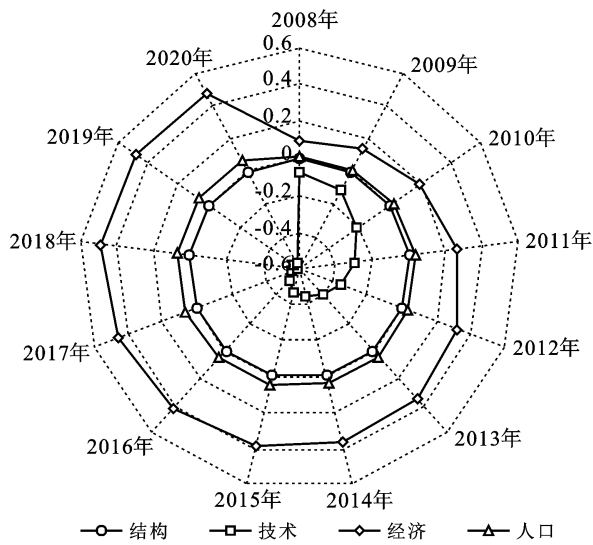


图 4 2008—2020 年黄河下游人均水资源生态足迹驱动要素
Fig.4 Driving factors of the per capita ecological footprint of water resources in the lower reaches of the Yellow River basin from 2008 to 2020

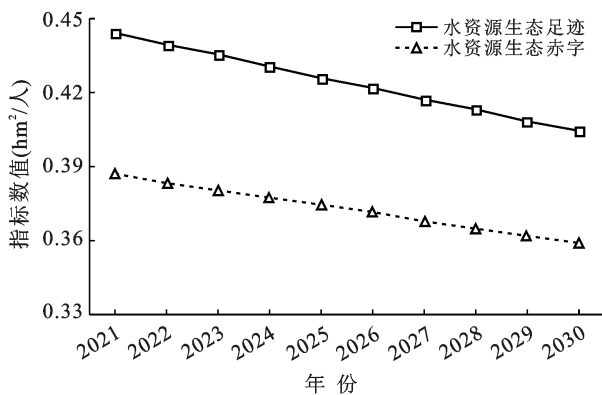


图 5 黄河下游 2021—2030 年水资源状况预测

Fig.5 Prediction of water resources in the lower reaches of the Yellow River basin from 2021 to 2030

通过灰色预测模型 GM(1,1)的水资源生态足迹预测结果表明,2021—2030 年黄河下游水资源生态足迹和生态赤字虽有一定幅度的降低,但由于生态赤字基数较大,未来水资源可持续利用形势依旧十分严峻。

[参 考 文 献]

[1] 徐珊,夏丽华,陈智斌,等.基于生态足迹法的广东省水资源可持续利用分析[J].南水北调与水利科技,2013,11(5):11-15.

[2] 赵自阳,李王成.基于生态足迹的河南省水资源评价分析[J].节水灌溉,2016(12):80-84.

[3] 汪伦焰,黄昕,李慧敏.基于 CW-FSPA 的黄河流域九省水资源承载力评价研究[J].中国农村水利水电,2021(9):67-75.

[4] 刘颖,官冬杰,杨清伟,等.基于人工神经网络的喀斯特地区水资源安全评价[J].水土保持通报,2017,37(2):207-214.

[5] 李新,石建屏,曹洪.基于指标体系和层次分析法的洱海流域水环境承载力动态研究[J].环境科学学报,2011,31(6):1338-1344.

[6] 李菲,张小平.甘肃省水资源生态足迹和生态承载力时空特征[J].干旱区地理,2020,43(6):1486-1495.

[7] Rees W E. Revisiting carrying capacity: Area-based indicators of sustainability [J]. Population and Environment, 1996,17(3):195-215.

[8] 岳晨,刘峰,杨柳,等.北京市 2010—2019 年水资源生态足迹和生态承载力[J].水土保持通报,2021,41(3):291-295.

[9] 徐中民,张志强,程国栋.甘肃省 1998 年生态足迹计算与分析[J].地理学报,2000,55(5):607-616.

[10] 黄佳,徐晨光,满洲.基于生态足迹的山东省水资源承载力研究[J].人民长江,2019,50(2):115-121.

[11] 黄林楠,张伟新,姜翠玲,等.水资源生态足迹计算方法[J].生态学报,2008,28(3):1279-1286.

[12] 杜轶,郭青霞,张勇.2 种不同算法的水资源生态足迹动态比较分析:以山西省为例[J].水土保持学报,2021,35(4):165-171.

[13] 马剑锋,秦腾,佟金萍.干旱区水资源生态足迹变动及影响因素的分析[J].统计与决策,2016(18):100-103.

[14] 金昌盛,邓仁健,刘俞希,等.长江经济带水资源生态足迹时空分析及预测[J].水资源与水工程学报,2018,29(4):59-66.

[15] 赵金辉,连兴容,陈欣怡,等.匹配黄河流域高质量发展的工业布局模式研究[J].人民黄河,2021,43(4):18-23.

[16] 张金萍,肖宏林.黄河流域灌区农业用水研究发展历程与展望[J].灌溉排水学报,2020,39(10):9-17.

[17] 董战峰,璩爱玉,冀云卿.高质量发展战略下黄河下游生态环境保护[J].科技导报,2020,38(14):109-115.

[18] 刘建华,黄亮朝.黄河下游水资源利用与高质量发展关联评估[J].水资源保护,2020,36(5):24-30.

[19] 王慧亮,李卓成.基于能值水生态足迹模型的黄河流域水资源利用评价[J].水资源保护,2022,38(1):147-152.

[20] 陈丽,周宏.基于模糊综合评价和主成分分析法的岩溶流域水资源承载力评价[J].安全与环境工程,2021,28(6):159-173.

[21] 路瑞,赵琰鑫.基于水资源生态足迹的黄河流域水资源利用评价[J].人民黄河,2020,42(11):48-52.

[22] 左其亭,姜龙,冯亚坤,等.黄河沿线省区水资源生态足迹时空特征分析[J].灌溉排水学报,2020,39(10):1-8.

- intake technological complex of multipurpose water supply systems [J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2019, 272(2): 022226.
- [3] 巩杰, 燕玲玲, 徐彩仙, 等. 近 30 年来中美生态系统服务研究热点对比分析: 基于文献计量研究[J]. 生态学报, 2020, 40(10): 3537-3547.
- [4] Jung M, Arnell A, de Lamo X, et al. Areas of global importance for conserving terrestrial biodiversity, carbon and water [J]. Nature Ecology & Evolution, 2021, 5(11): 1499-1509.
- [5] Raw J L, Adams J B, Bornman T G, et al. Vulnerability to sea-level rise and the potential for restoration to enhance blue carbon storage in salt marshes of an urban estuary [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2021, 260: 107495.
- [6] 胡秋红, 丛楠, 殷国栋. 典型生态屏障区生态安全格局构建: 以承德市为例[J]. 生态学杂志, 2021, 40(9): 2914-2926.
- [7] 王耕, 周腾禹. 基于文献计量分析的区域生态安全研究热点与趋势[J]. 生态学报, 2019, 39(18): 6950-6957.
- [8] 王玉华, 高学磊, 白力军, 等. 内蒙古北方生态安全屏障建设研究[J]. 环境与发展, 2019, 31(9): 202-205.
- [9] 张倩倩. 浅析如何构筑生物多样性保护屏障: 以塞罕坝自然保护区为例[J]. 安徽农学通报, 2021, 27(16): 86-87.
- [10] Zhang Jinxin, Cao Yunmeng, Ding Fanshu, et al. Regional ecological security pattern construction based on ecological barriers: A case study of the Bohai Bay terrestrial ecosystem [J]. Sustainability, 2022, 14(9): 5384.
- [11] 曹洪军, 谢云飞. 渤海海洋生态安全屏障构建问题研究[J]. 中国海洋大学学报(社会科学版), 2021(1): 21-31.
- [12] 宝音, 包玉海, 阿拉腾图雅, 等. 内蒙古生态屏障建设与保护[J]. 水土保持研究, 2002, 9(3): 62-65.
- [13] 杨冬生. 论建设长江上游生态屏障[J]. 四川林业科技, 2002, 23(1): 1-6.
- [14] Yu Zhilei, Qin Tianling, Yan Dengming, et al. The impact on the ecosystem services value of the ecological shelter zone reconstruction in the upper reaches basin of the Yangtze River in China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018, 15(10): 2273.
- [15] 蒋蕾, 韩维崢, 孙丽娜. 基于景观生态风险的区域生态屏障建设研究[J]. 国土资源遥感, 2020, 32(4): 219-226.
- [16] 赵宁. 基于 InVEST 模型的渤海湾沿岸土地系统碳储量及生境质量评估[D]. 河北保定: 河北农业大学, 2020.
- [17] 孟影, 马姜明, 王永琪, 等. 基于 Maxent 模型的柞木分布格局模拟[J]. 生态学报, 2020, 40(22): 8287-8296.
- [18] 季乾昭, 王荣兴, 黄志旁, 等. 样本量与研究范围变化对 MaxEnt 模型准确度的影响: 以黑白仰鼻猴为例[J]. 兽类学报, 2019, 39(2): 126-133.
- [19] 李美玲. 气候变化下马可波罗盘羊的环境适应性及生境廊道识别[D]. 新疆乌鲁木齐: 新疆大学, 2019.
- [20] 罗绮琪, 胡慧建, 徐正春, 等. 基于 Maxent 模型的粤港澳大湾区水鸟多样性热点研究[J]. 生态学报, 2021, 41(19): 7589-7598.
- [21] 徐丽芬, 许学工, 罗涛, 等. 基于土地利用的生态系统服务价值当量修订方法: 以渤海湾沿岸为例[J]. 地理研究, 2012, 31(10): 1775-1784.
- [22] 王彦芳. 京津冀地区生态系统服务价值估算与分析[J]. 环境保护与循环经济, 2017, 37(7): 50-54.
- [23] 高源, 王钧丹. 环渤海地区海洋渔业生态系统脆弱性的时空演变及影响因素分析[J]. 经济论坛, 2020(4): 95-102.
- [24] 赵冬至, 赵玲, 张丰收. 我国海域赤潮灾害的类型、分布与变化趋势[J]. 海洋环境科学, 2003, 22(3): 7-11.
- [25] 常咏梅. 黄河流域豫鲁段景观生态安全格局研究[D]. 山东济南: 山东建筑大学, 2021.
- [26] 侯亚琼. 天津市海岸带生态安全评价研究[D]. 天津: 天津大学, 2018.
- [27] 穆泳林, 梁晨, 李晓文, 等. 基于系统保护规划的海河流域湿地保护优先格局与保护空缺识别[J]. 生态学报, 2021, 41(10): 3836-3845.
- [28] 曲方圆, 李淑芸, 赵林林, 等. 黄海生态区保护空缺分析[J]. 生物多样性, 2021, 29(3): 385-393.

(上接第 123 页)

- [23] 卢亚丽, 徐帅帅, 司保江, 等. 黄河流域九省(区)水资源环境承载力动态演变特征研究[J]. 人民黄河, 2021, 43(11): 103-108.
- [24] 涂正革, 谌仁俊. 工业化、城镇化的动态边际碳排放量研究: 基于 LMDI“两层完全分解法”的分析框架[J]. 中国工业经济, 2013(9): 31-43.
- [25] 马景, 武周虎, 邹艳均, 等. 基于灰色马尔科夫模型的南四湖水水质预测[J]. 水资源保护, 2021, 37(5): 153-158.
- [26] 康春涛, 贡力, 王忠慧, 等. 利用灰色残差 GM(1, 1)-Markov 模型预测水工混凝土的劣化[J]. 水利水运工程学报, 2021(1): 95-103.
- [27] 李志超, 刘升. 基于 ARIMA 模型、灰色模型和回归模型的预测比较[J]. 统计与决策, 2019, 35(23): 38-41.
- [28] 段文婷, 陈有川, 张洋华, 等. 黄河下游地区农村居民点数量变化的时空特征及其影响因素研究[J]. 城市发展研究, 2021, 28(6): 19-24.
- [29] 燕永芳. 黄河下游两岸沿线城市水—能源—粮食耦合系统协调性研究[D]. 河南郑州: 华北水利水电大学, 2021.
- [30] 雷亚君, 张永福, 张敏惠, 等. 新疆水资源生态足迹核算与预测[J]. 干旱地区农业研究, 2017, 35(5): 142-150.
- [31] 周召红, 吴江. 县域经济社会发展与水资源时空差异关系分析: 以宜昌市为例[J]. 人民长江, 2021, 52(9): 101-106.