

山西省水资源生态足迹时空变化特征及驱动因素

贾陈忠, 乔扬源, 关格格, 赵凯丽

(山西师范大学 地理科学学院, 山西 临汾 041004)

摘要:采用水生态足迹模型,结合生态承载力和生态赤字原理,探讨了山西省水资源可持续利用的时空变化特征。并利用LMDI模型,分析了山西省2005—2015年水资源生态足迹变化的驱动因素;利用ARIMA模型预测了山西省未来5年的水资源生态足迹。结果表明:(1)2005—2015年山西省人均水资源生态足迹一直大于其生态承载力,水资源供给处于生态赤字状态,年均水资源生态赤字最高为朔州市 $0.372\text{ hm}^2/\text{人}$,最低的为长治市 $0.184\text{ hm}^2/\text{人}$;(2)山西11个行政区的水资源生态足迹账户中,除了太原市外,2005—2015年都以农业用水为主,其次为工业用水,城镇公共用水占有比例较为稳定,居民生活用水和生态环境用水占总用水生态足迹的比例有小幅提升;(3)结构效应是促进山西省水资源生态足迹增长的主要因素,经济效应为第二重要因素,人口效应对于山西省水资源生态足迹的贡献度比较低,技术效应是抑制山西水资源生态足迹过快增长的关键因素;(4)运用ARIMA(2,2,3)模型预测了山西省水生态足迹发展趋势,结果表明:未来5年山西省水生态足迹仍将继续上升,但上升趋势有所减缓,在2019年后开始缓慢下降。

关键词:水资源;生态足迹;时空变化;LMDI;山西省

中图分类号:TV213.4

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2019)02-0370-07

Temporal and Spatial Variations and the Driving Factors of Water Resources Ecological Footprint in Shanxi Province

JIA Chenzhong, QIAO Yangyuan, GUAN Gege, ZHAO Kaili

(School of Geographical Science, Shanxi Normal University, Linfen, Shanxi 041004, China)

Abstract: The water ecological footprint model, ecological capacity model and ecological deficit model were used to analyze the temporal and spatial variations of the sustainable development and utilization of water resources in Shanxi Province from 2005 to 2015. The driving factor of the water ecological footprint model was analyzed by combining with the LMDI model from 2005 to 2015. Finally, the ARIMA was used to predict the water ecological footprint in next five years. The results showed that: (1) the water consumption ecological footprint was always more than the water resources ecological capacity per capita and the utilization of water resources in an ecological deficit state in Shanxi Province; the highest annually mean of ecological deficit was 0.372 hm^2 in Shuozhou City and the lowest was 0.184 hm^2 in Changzhi City; (2) except for Taiyuan City, the irrigation water consumption took the great proportion in the total ecological footprint of water consumption of Shanxi Province followed by the industrial water consumption in 2005 and 2015; the proportion of the urban public water consumption had the stable development and the residential living and ecological environment water consumption presented the minor increase; (3) the structure effect was the main factor to promote the development of water ecological footprints, followed by the economic effect, the population effects provide a low contribution to promote the growth of water ecological footprints, the technical effect was a key factor to restrain the growth of water ecological footprint; (4) this study used ARIMA (2, 2, 3) model to forecast the water ecological footprint in Shanxi Province, the results show that the water ecological footprint of Shanxi Province in the next five years will continue to rise in a way of slowing down and begin to decline slowly after 2019.

收稿日期:2018-06-01

修回日期:2018-06-30

资助项目:山西师范大学自然科学基金项目“典型雌激素壬基酚的光催化处理研究”(ZR1408);山西师范大学研究生科技创新项目“基于改进水生态足迹理论的山西省水资源可持续利用对策研究”(01053005)

第一作者:贾陈忠(1971—),男,山西洪洞人,博士,副教授,主要从事污染生态化学研究。E-mail:jiachenzhong@163.com

Keywords: water resources; ecological footprint; temporal and spatial change; LMDI; Shanxi Province

水资源危机是21世纪影响人类社会生存和发展的严重问题之一。当前,全球有1/3的人口存在饮水困难。我国是严重干旱缺水的国家,淡水资源占全球水资源的6%,但人均水资源量仅占世界平均水平的1/4。山西是我国缺水最严重的省份之一,水资源总量少,地区分布差别较大;随着水资源供需矛盾的加剧,地下水的过度开采,节水意识薄弱,水污染和水生态环境恶化,严重威胁到人们的用水安全。因此必须科学管理与规划水资源利用,加大居民节水意识,加强水污染治理,提高水资源利用效率,实现水资源的可持续利用。

目前,利用生态足迹模型评价水资源可持续利用和发展状况已成为水资源研究领域的热点^[1-3],但其中对影响水资源生态足迹因素的研究还较少^[4]。因素分解法是分析能源、资源利用变动机制的一种有效工具^[5],自20世纪80年代以来,因素分解分析理论不断发展。其中的指数分解法被广泛用于能源需求变化和污染排放变化的影响因素分析中,该方法在理论和实践中得到了不断的发展与完善^[6-11],也被应用于水资源领域。通过指数分解法分析水资源利用变化的驱动因素和驱动量、调控措施和调控量间的定量关系具有重要现实意义^[12]。该法主要包括拉斯拜尔指数分解法与迪氏指数分解法(LMDI),并且各自包括若干种分解方法^[13]。LMDI方法的基本思想是将一个目标变量分解为不同影响因素的组合,然后根据其计算公式,计算出各种影响因素的贡献量及贡献率,从而找出其中对目标变量影响较大的因素,并区分出各因素对目标变量的不同影响^[14-15]。与拉斯拜尔指数分解法相比,迪氏指数分解法可以将残差均匀地分配到各部门中,分解结果不包含残差项,更符合实际要求^[16]。2010年,李艳娟^[17]利用STIRPAT模型分析了人口、经济、技术等人文因素变化对水资源生态足迹的影响。2015年,方伟成等^[18]利用LMDI分解模型对影响东莞市水资源生态足迹变化的因素进行分析。2016年,马剑锋等^[19]利用LMDI分解框架分析了干旱区水资源生态足迹变动及影响因素。洪思洋等^[20]运用LMDI分解法对辽宁省水资源生态足迹变化进行了因素分解。

根据实际用水特征,本文将水资源生态足迹账户划分为农业用水足迹、工业用水足迹、城镇公共用水足迹、居民生活用水足迹和生态环境用水足迹5个子账户,对山西省2005—2015年水资源利用的时空变

化进行分析;在此基础上,结合LMDI模型,对影响山西省水资源生态足迹变化的驱动因素,包括技术效应、经济效应、人口效应和结构效应等进行分析,并对未来5年水资源利用状况进行预测,以期对山西省水资源的科学开发与利用提供重要参考。

1 研究区概况

山西省位于我国黄河中游的黄土高原生态脆弱区,总面积为15.63万km²,地理坐标为北纬34°34′—40°44′,东经110°14′—114°33′。山西省属于典型温带大陆性气候,年平均降水量为400~650mm,降水主要集中在夏季,且多暴雨,降水趋势是由于水文下垫面条件的差异从东南向西北递减。省内大小河流有1000多条,分属于海河水系和黄河水系。流域面积海河水系为59133km²,主要有桑干河、滹沱河和漳河等。黄河水系为97138km²,主要有汾河、沁河、流水河、三川河、昕水河等。山西省水资源总量为142亿m³,2013年山西省常住人口为3629万人,人均年水资源量约391m³,是全国平均水平的1/5,世界水平的1/25,属于典型内陆缺水省份。

2 数据来源和研究方法

2.1 数据来源

本研究中的人口数、国内生产总值、水资源总量及各账户用水明细来源于《2005—2015年山西省统计年鉴》和《2005—2015年山西省水资源公报》。根据世界自然基金会(WWF)2002年核算的6类土地均衡因子,取水资源均衡因子 R_w 为5.19,将水资源全球平均产水模数 P_w 定为3140m³/hm²^[21]。为了消除价格波动的影响,计算过程中采用以2005年为基期的不变价格的国民生产总值。

2.2 水资源生态足迹

水资源生态足迹是指在特定人口和经济状况下,为了维持人们正常的生产生活过程,水资源消费以及消纳水污染所必须的生态生产性面积^[22]。其计算模型可表示为^[23]:

$$EF_w = N \times ef_w = N \times R_w \times (W/P_w) \quad (1)$$

式中:EF_w为水资源总生态足迹(hm²);N为人口数;ef_w为人均水资源生态足迹(hm²);R_w为水资源的全球均衡因子;W为人均消耗的水资源量(m³);P_w为水资源全球平均生产能力(m³/hm²)。

2.3 基于LMDI的水资源生态足迹

本文采用迪氏指数分解法(LMDI)对水资源生

态足迹变化的驱动因素进行分解,具体模型如下^[18]:

$$EF_w = \sum_i \frac{EF_{wi}}{EF_w} \times \frac{EF_w}{T} \times \frac{T}{P} \times P \times \sum_i S_i IGP \quad (2)$$

式中: EF_w 为水资源总生态足迹 (hm^2); i 为水资源生态足迹账户类型; EF_{wi} 为第 i 类账户用水生态足迹 (hm^2); T 为国内生产总值; P 为人口数; S_i 为第 i 类账户用水生态足迹占总用水资源生态足迹的比重; I 为单位国内生产总值的水资源生态足迹,代表水资源生态足迹的用水强度; G 为人均国内生产总值,代表经济发展水平。

根据式中: 设基准年与第 t 年的用水生态足迹分别为 EF_{wi0} 和 EF_{wit} , 从基准年到第 t 年的用水生态足迹的变化值 ΔEF_{wi} 为^[24]:

$$\Delta EF_{wi} = EF_{wit} - EF_{wi0} = \Delta S_i + \Delta I + \Delta G + \Delta P \quad (3)$$

$$\Delta S_i = q_i \times \ln \frac{S_{it}}{S_{i0}} \quad (4)$$

$$\Delta I = q_i \times \ln \frac{I_t}{I_0} \quad (5)$$

$$\Delta G = q_i \times \ln \frac{G_t}{G_0} \quad (6)$$

$$\Delta P = q_i \times \ln \frac{P_t}{P_0} \quad (7)$$

$$q_i = \sum_i \frac{EF_{wit} - EF_{wi0}}{\ln EF_{wit} - \ln EF_{wi0}} \quad (8)$$

式中: ΔS_i 为结构效应; ΔI 为技术效应; ΔG 为经济效应; ΔP 为人口效应; q_i 为加权因子。如果计算得出因素分解效应值为正数,说明该因素效应对用水生态足迹变化值具有拉动作用,将加剧水资源的消耗;反之则说明该因素效应对用水生态足迹变化值具有抑制作用,对水资源的可持续利用具有积极意义。

2.4 水资源生态承载力

水资源生态承载力 (EC_w) 是指在一定区域和具体时间内,水资源能够满足该区域供给的最高水资源量^[25]。一般在 EC_w 的研究中要扣除 60% 来维持本地区生态环境和物种多样性,保持生态平衡^[26]。其计算模型为:

$$EC_w = (1 - 60\%) R_w \times \Psi \times Q / P_w \quad (9)$$

式中: EC_w 为水资源承载力 (hm^2); R_w 为水资源全球均衡因子; Ψ 为区域水资源产量因子; Q 为区域内水资源总量 (m^3); P_w 为世界水资源平均生产能力 (m^3/hm^2)。

2.5 水资源生态赤字或盈余

生态赤字或盈余 (ED_w) 可以客观反映资源的供需状况,一般 ED_w 可以表示为水生态足迹与水资源承载力的差值。其计算公式为:

$$ED_w = EF_w - EC_w \quad (10)$$

式中: ED_w 为水资源生态赤字和生态盈余; EF_w 为水

生态足迹 (hm^2); EC_w 为水资源承载力 (hm^2)。当 $ED_w > 0$ 时,为水资源生态赤字,表明该区域水资源供给不能满足当地生产,生活和生态用水需求,处于可持续发展状态;当 $ED_w = 0$ 时,为水资源生态平衡,说明该区域用水安全处于临界状态,一旦用水需求加大,就可能出现用水危机;当 $ED_w < 0$ 时,为水资源生态盈余,表明水资源生态足迹大于承载力,说明该区域水资源有一定开发利用空间。

3 结果与分析

3.1 2005—2015 年山西省水资源生态足迹的时空变化分析

3.1.1 山西省水资源生态足迹变化 山西省水资源生态足迹 2009 年之前呈下降趋势,下降幅度为 0.006 亿 hm^2 。2009—2011 年呈上升趋势,上升幅度为 0.030 亿 hm^2 。2011 年后变化幅度趋于平稳。11 个行政区的水资源生态足迹的变化趋势主要有 4 类(图 1): (1) 显著上升型。包括晋城市,由 2005 年的 0.161 亿 hm^2 ,上升到 2015 年的 0.457 亿 hm^2 ,上升幅度为 0.296 亿 hm^2 ,年均上升率为 10.99%; (2) 显著下降型。主要是太原市,由 2005 年的 0.364 亿 hm^2 ,下降到 2015 年的 0.286 亿 hm^2 ,下降幅度为 0.078 亿 hm^2 ,年均下降率为 2.39%; (3) “V”型即先下降后上升型。包括朔州市、阳泉市、长治市、运城市; (4) 基本稳定型。包括大同市、忻州市、吕梁市、晋中市、临汾市。

2005—2015 年山西省人均水资源生态足迹为 0.308 $\text{hm}^2/\text{人}$,其中高于全省水资源生态足迹平均值的行政区域有 4 个,依次为:运城市 0.418 $\text{hm}^2/\text{人}$,朔州市 0.406 $\text{hm}^2/\text{人}$,晋中市 0.349 $\text{hm}^2/\text{人}$,太原市 0.316 $\text{hm}^2/\text{人}$;低于平均值的有 7 个依次为:忻州市 0.289 $\text{hm}^2/\text{人}$,大同市 0.288 $\text{hm}^2/\text{人}$,晋城市 0.287 $\text{hm}^2/\text{人}$,临汾市 0.271 $\text{hm}^2/\text{人}$,长治市 0.253 $\text{hm}^2/\text{人}$,吕梁市 0.238 $\text{hm}^2/\text{人}$,阳泉市 0.237 $\text{hm}^2/\text{人}$ 。年均水资源生态足迹最高的运城市和最低的阳泉市,两者相差 1.76 倍,人均用水生态足迹的增长与地理位置和经济发展有一定的关系,社会经济发展迅速的河谷地区,人均用水生态足迹较大,山地丘陵地区的人均用水生态足迹较小。

3.1.2 山西省人均水资源生态承载力变化 2005—2015 年山西省人均水资源生态承载力年际变化波动大,总体呈上升趋势,2013 年到最大值为 0.059 $\text{hm}^2/\text{人}$,最小值出现在 2011 年,为 0.021 $\text{hm}^2/\text{人}$,二者相差 0.038 $\text{hm}^2/\text{人}$ 。11 个行政区的人均水资源生态足迹的变化趋势主要有 4 类(图 2): (1) 稳定型。包括太原市、大同市、朔州市; (2) 上升型。包括阳泉市、吕

梁市;(3)“V”型。包括长治市、晋城市、晋中市、临汾市;(4)波浪形。包括忻州市、运城市。

2005—2015年山西省人均水资源生态承载力为 $0.036 \text{ hm}^2/\text{人}$,其中高于全省水资源生态承载力平均值的行政区域有6个,依次为:晋城市 $0.090 \text{ hm}^2/\text{人}$,长治市 $0.069 \text{ hm}^2/\text{人}$,忻州市 $0.064 \text{ hm}^2/\text{人}$,运城市 $0.044 \text{ hm}^2/\text{人}$,晋中市 $0.052 \text{ hm}^2/\text{人}$,阳泉市 0.040

$\text{hm}^2/\text{人}$;低于平均值的行政区域有5个,依次为:太原市 $0.014 \text{ hm}^2/\text{人}$,大同市 $0.020 \text{ hm}^2/\text{人}$,临汾市 $0.028 \text{ hm}^2/\text{人}$,吕梁市 $0.032 \text{ hm}^2/\text{人}$,朔州市 $0.034 \text{ hm}^2/\text{人}$ 。其中人均水资源生态承载力最大的晋城市 and 最小的太原市,二者相差 0.076 hm^2 。可以看出,水资源生态承载力和当地水文状况,人口状况和经济发展状况密切相关。

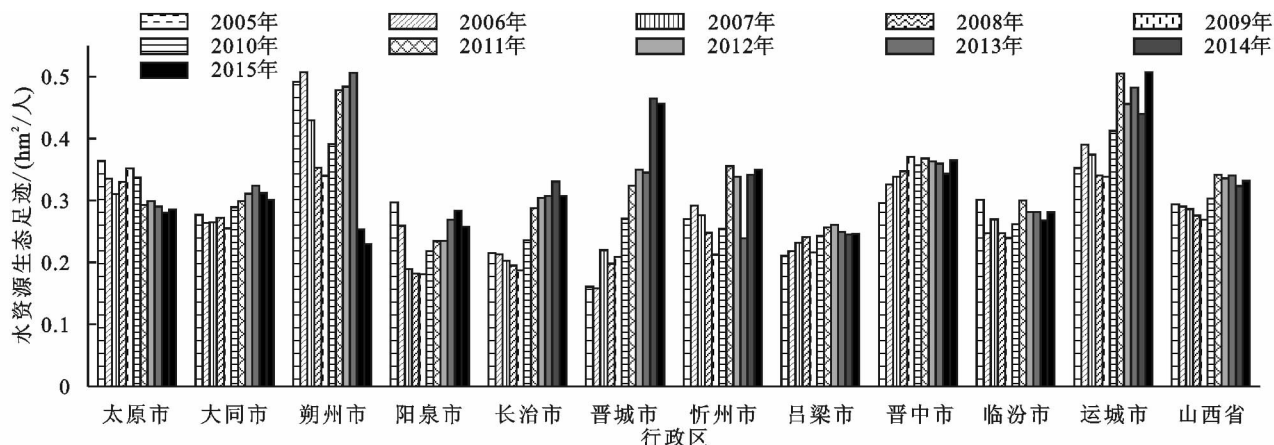


图1 2005—2015年山西省各行政区人均水资源生态足迹

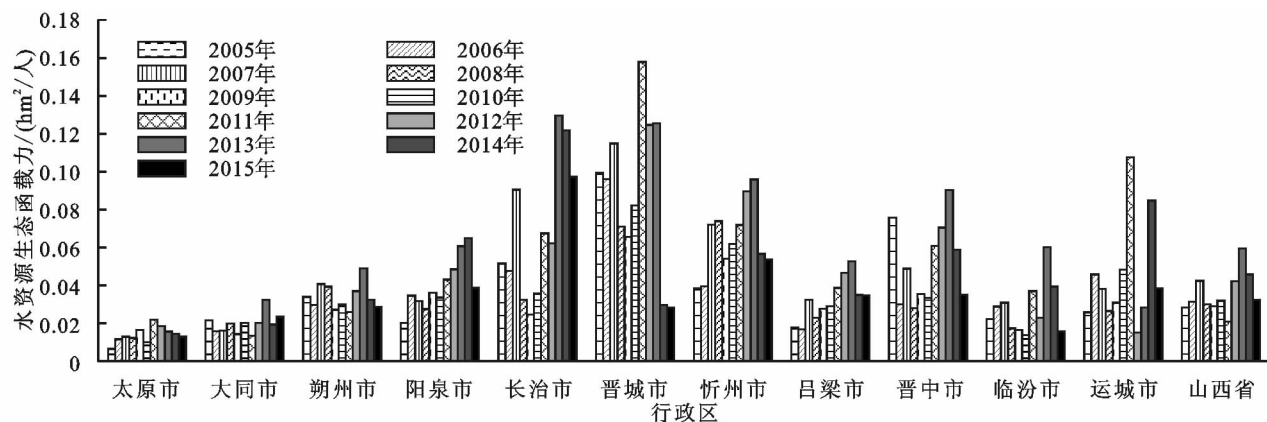


图2 2005—2015年山西各行政区域人均水资源生态承载力

3.1.3 人均水资源生态赤字变化 2005—2015年山西省人均水资源生态赤字整体呈上升趋势,2011年达到最大值为 $0.336 \text{ hm}^2/\text{人}$,最小值出现在2009年为 $0.241 \text{ hm}^2/\text{人}$,二者相差 $0.095 \text{ hm}^2/\text{人}$,年均水资源生态赤字为 $0.274 \text{ hm}^2/\text{人}$ 。图3为山西省各行政区域年均水资源生态赤字,由图3可以得出,11个行政区域中高于年均值的有4个,依次为:朔州市 $0.372 \text{ hm}^2/\text{人}$,运城市 $0.366 \text{ hm}^2/\text{人}$,晋中市 $0.345 \text{ hm}^2/\text{人}$,太原市 $0.302 \text{ hm}^2/\text{人}$;低于年均值的有7个,依次为:长治市 $0.184 \text{ hm}^2/\text{人}$,晋城市 $0.194 \text{ hm}^2/\text{人}$,阳泉市 $0.197 \text{ hm}^2/\text{人}$,吕梁市 $0.206 \text{ hm}^2/\text{人}$,忻州市 $0.224 \text{ hm}^2/\text{人}$,临汾市 $0.243 \text{ hm}^2/\text{人}$,大同市 $0.268 \text{ hm}^2/\text{人}$ 。年均水资源生态赤字最高的朔州市和长治市,两者相差2.02倍,而水资源供给量反向相差2.10倍,年均人口密度反向相差2.03倍,年均GDP反向

相差1.42倍。可见,人均水资源生态赤字在一定程度上与水资源总量、人口密度和经济发展情况有关。总体上看,人口密度大,经济发展快的水资源贫乏区,水资源供给矛盾突出,水资源生态赤字显著,不利于该区水资源可持续利用与发展;反之人口密度小,水资源相对丰富的地区,生态赤字小,对于该区水资源可持续开发与利用的影响较低。

3.2 水资源各用水账户组成变化

图4为2015年11个行政区及山西省水资源生态足迹各账户的组成。2015年山西省各账户用水生态足迹占总用水生态足迹的比例由高到低依次为:农业(61.39%)、工业(18.68%)、居民生活(13.65%)、生态环境(3.19%)、城镇公共(3.08%)。2005—2015年的11年间,工业、城镇公共用水生态足迹占比下降,其中工业用水下降幅度显著。农业、居民生活、生

态环境用水生态足迹的占比小幅上升,说明山西省产业经济体系发生明显转变。

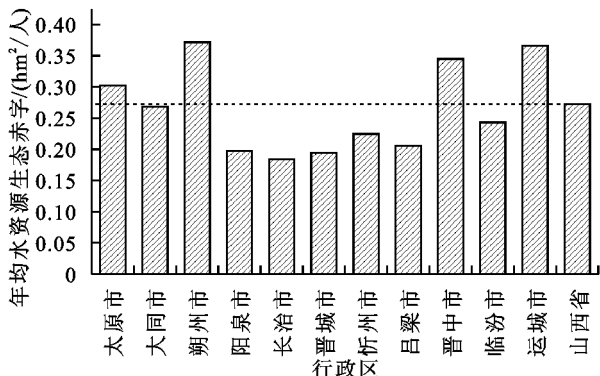


图3 山西省各行政区域年均水资源生态赤字

2015年,8个行政区的总用水生态足迹中的首要组成账户为农业用水生态足迹,占比由高到低依次为:运城市(91.98%)、朔州市(75.70%)、忻州市(70.84%)、晋中市(67.36%)、临汾市(67.07%)、吕梁市(60.69%)、大同市(58.77%)、长治市(49.39%);其余3个行政区的首要组成账户为工业用水生态足迹,占比由高到低依次为:晋城市(39.62%)、阳泉市(39.16%)、太原市(36.15%)。11年中,大多数行政区用水账户组成较为稳定,但是太原市主要账户由农业转变为工业,太原市这一变化可能与近年来加大经济发展速度有关。总用水生态足迹中的首要组成账户为农业和工业用水生态足迹,各行政区的城镇公共用水占总用水生态足迹的比例较为稳定,居民生活用水和生态环境用水占总用水生态足迹的比例有小幅提升。

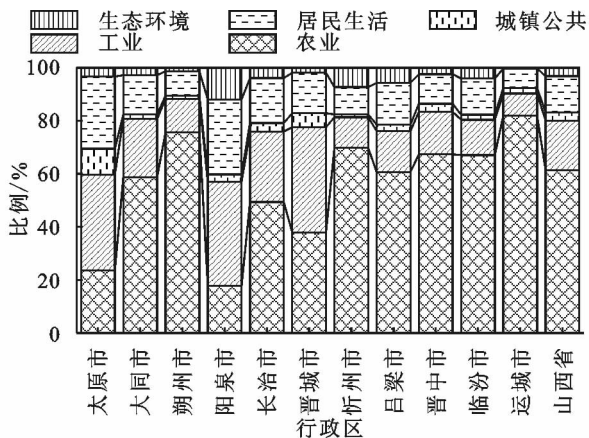


图4 2015年山西省各行政区域水资源生态足迹各账户组成

3.3 水资源生态足迹变化的驱动因素

图5为山西省水资源生态足迹因素分解值,由图5可以看出,结构效应、经济效应和人口效应的分解值都为正数,对山西用水生态足迹的增长起到拉动作用,加剧山西省水资源的消耗,不利于山西水资源可持续利用与发展。技术效应的分解值为负数,对山西省用水生态足迹的增长起到抑制作用,降低水资源消

耗的速度,对山西水资源的可持续利用与发展起到积极作用。可见,技术效应是抑制山西用水生态足迹过快增长的关键因素。2005—2015年山西水资源生态足迹累计减少0.698亿 hm^2 ,贡献度为-52.38%,技术效应分解值整体呈下降趋势,对水资源生态足迹过快增长的抑制作用明显。反映了山西省加大污水处理和提高水资源重复回收利用等方面的技术投入。

结构效应是导致山西省水资源生态足迹增长的主要因素,2005—2015年水资源生态足迹累计增长1.222亿 hm^2 ,贡献度高达91.80%。结构效应整体呈现上升趋势,2007—2011年上升趋势显著,2011—2014年上升速度平缓,2014年以后出现下降趋势,说明山西政府发展绿色经济,合理布局和优化产业结构,加强节能减排的节水计划与措施取得了很好的成绩。

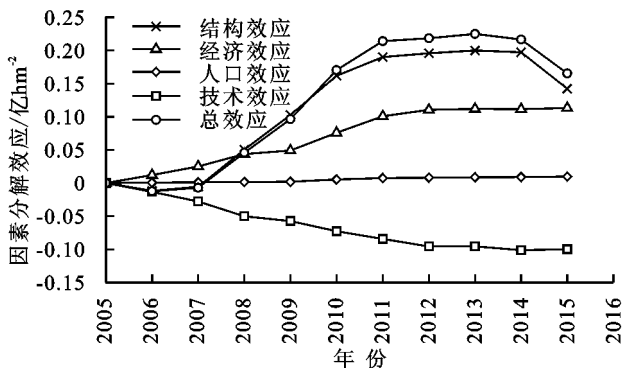


图5 山西省水资源生态足迹因素分解效应

经济效应是促进山西省水资源生态足迹增长的第二因素。山西省经济效应整体呈上升趋势,水资源生态足迹累计增长0.743亿 hm^2 ,贡献度为56.56%,人口效应整体变化趋势不明显,水资源生态足迹累计增长0.054亿 hm^2 ,贡献度为4.02%。由此可见,经济快速发展会加剧水资源消耗的速度,加剧水资源供求矛盾,拉动水资源生态足迹的增长,在一定程度上不利于水资源的可持续利用与发展。人口效应也会拉动水资源生态足迹的增长,但效果不明显。

3.4 水资源生态足迹的预测

SPSS软件中的自回归积分滑动平均(ARIMA)模型,是一种常见的时序预测模型。该模型用于对平稳的时序序列进行预测,对不平稳的时序序列需进行若干次差分后,转变为平稳序列。之后根据自相关、偏相关图趋势进行模型选择(AR, MA, ARMA),在综合考虑 R^2 等因素后,确定模型及 (p, d, q) 参数的设置,对数据进行预测^[27-28]。

根据山西省水生态足迹实际值观察,其序列图表现为非平稳时间序列,在经过二次差分后,可转变为平稳序列,因此模型中 d 值取2。对进行过2次差分的时间序列做自相关和偏相关图进行分析。其图像均表现出

拖尾现象,因此选用 ARMA 模型进行预测。经多次尝试,当参数设置为(2,2,3)时 R^2 (0.732)值最大,也最符合要求。因此选用 ARIMA(2,2,3)模型进行预测。

根据模型参数和模型一般表达式 $\varphi(B)(1-B)^d Y_t = \theta(B)e_t^{[29]}$,得出 ARIMA(2,2,3)具体模型:

$$(1-1.078B+0.942B^2)(1-B)^2 Y_t = (1-2.245B+2.018B^2-0.705B^3)e_t \tag{11}$$

表 1 为在 SPSS 软件中运用模型 ARIMA(2,2,3)对 2005—2020 年山西省水资源生态足迹进行预测的预测值。山西省 2016—2020 年平均用水生态足迹为 0.149 亿 hm^2 ,整体上呈现上升趋势,比 2005—2015 年的平均水资源生态足迹高 0.405 亿 hm^2 ,水资源生态足迹由 2016 年的 0.133 亿 hm^2 ,上升到 2020 年的 0.154 亿 hm^2 ,上升幅度为 0.022 亿 hm^2 。预测值在 2019 年达到最高为 0.156 亿 hm^2 ,2020 年略有下降。表明山西 2016—2020 年用水生态足迹仍将有所上升,但上升趋势将有所减缓,在 2019 年后开始缓慢下降。这主要是因为山西省发展过程中用水量的加大以及人口增长等原因。同时由于山西省大力开展节水型生活、节水型农业和节水型工业,长期看来水生态足迹上升趋势将趋于平缓,并有望开始下降。

表 1 2005—2015 年山西省水资源生态足迹的预测值

X (年份)	EF _w (实际值)/ 亿 hm^2	Y(预测值)/ 亿 hm^2	Y 的误差/ 亿 hm^2	Y 的 95%/ LCL	Y 的 95%/ UCL
2005	0.0986				
2006	0.0979				
2007	0.0971	0.09744	-0.00034	0.05048	0.14441
2008	0.0939	0.09656	-0.00266	0.04967	0.14345
2009	0.0923	0.09122	0.00108	0.04585	0.13658
2010	0.1072	0.09160	0.0156	0.05144	0.13177
2011	0.1226	0.11651	0.00609	0.08192	0.15109
2012	0.1213	0.12768	-0.00638	0.09738	0.15797
2013	0.1235	0.11779	0.00571	0.09042	0.14517
2014	0.1178	0.12167	-0.00387	0.09600	0.14734
2015	0.1216	0.12174	-0.00014	0.09678	0.14670
2016		0.13316		0.10831	0.15801
2017		0.14650		0.11351	0.17950
2018		0.15476		0.11931	0.19020
2019		0.15605		0.11978	0.19233
2020		0.15486		0.11631	0.19341

4 结 论

(1) 山西省 2005—2015 年人均水资源生态足迹一直大于水资源生态承载力,水资源利用状况一直处于供求不平衡的状态,人均水资源生态赤字整体呈上

升趋势,2011 年达到最大值为 0.336 hm^2 /人,最小值出现在 2009 年为 0.241 hm^2 /人,年均水资源生态赤字为 0.274 hm^2 /人。年均水资源生态赤字最高的朔州市和长治市,两者相差 2.02 倍,而水资源供给量反向相差 2.10 倍,人口密度方向相差 2.03 倍,GDP 反向相差 1.42 倍。因此,水资源生态赤字在一定程度上与水资源总量,人口密度和经济发展情况有关。

(2) 2005 年和 2015 年各账户用水生态足迹占总用水生态足迹的比例排名没有变化,工业和城镇公共用水所占比例小幅下降,农业、居民生活、生态环境用水所占比例小幅上升。2015 年大多数行政区总用水生态足迹中的首要组成账户为农业用水生态足迹,但是太原市由农业转变为工业。11 年中,各行政区的城镇公共用水占总用水生态足迹的比例较为稳定;居民生活用水和生态环境用水占总用水生态足迹的比例有小幅提升。

(3) 2005—2015 年山西水资源生态足迹的分解效应中,结构效应、经济效应和人口效应的分解值都为正数,对山西用水生态足迹的增长起到拉动作用,加剧山西省水资源的消耗,不利于山西水资源可持续利用与发展。技术效应的分解值为负数,对山西省用水生态足迹的增长起到抑制作用,降低水资源消耗的速度,对山西水资源的可持续利用与发展起到积极作用。

(4) 在 SPSS 软件中选用 ARIMA(2,2,3)模型对山西省水资源生态足迹进行预测,结果显示未来 5 年山西省水生态足迹仍将继续上升,但上升趋势有所减缓,在 2019 年后开始缓慢下降。

参考文献:

[1] 晓兰,王丹丹,王塔娜,等.内蒙古东部地区水资源生态足迹比较分析[J].环境科学与技术,2016,39(7):193-199.

[2] 李玉平,王晓妍,朱琛,等.邢台市水资源生态足迹核算与预测研究[J].水土保持研究,2014,21(3):227-230.

[3] 杨倩,孙铖,李山勇,等.湖北水资源生态承压能力的时空分异特征[J].水土保持研究,2016,23(1):289-295.

[4] 张义,张合平,郭琳.我国水生态足迹研究进展[J].水电能源科学,2013,31(2):57-60.

[5] Stern D, Common M. Economics growth and environmental degradation: the environmental Kuznets curve and sustainable development[J]. World Development, 1996,24(7):1151-1160.

[6] 张豫芳,杨德刚,唐宏,等.干旱区大城市水资源利用变化过程及驱动效应分析:以乌鲁木齐为例[J].中国科学院大学学报,2015,32(4):528-535.

[7] 孙才志,谢巍,邹伟.中国水资源利用效率驱动效应测度及空间驱动类型分析[J].地理科学,2011,31(10):1213-1220.

[8] 韩琴,孙才志,邹伟.1998—2012 年中国省际灰水足迹

- 效率测度与驱动模式分析[J]. 资源科学, 2016, 38(6): 1179-1191.
- [9] 张陈俊, 章恒全, 陈其勇, 等. 中国用水量变化的影响因素分析: 基于 LMDI 方法[J]. 资源科学, 2016, 38(7): 1308-1322.
- [10] 张陈俊, 章恒全, 张丽娜. 基于多层次 LMDI 方法的中国水资源消耗变化分析[J]. 统计与决策, 2016, 27(3): 98-102.
- [11] 叶凯, 章恒全, 张陈俊. 基于 LMDI 的区域因素与水资源消耗强度变化关系的研究[J]. 江西农业学报, 2016, 28(5): 95-99.
- [12] 张强, 王本德, 曹明亮. 基于因素分解模型的水资源利用变动分析[J]. 自然资源学报, 2011, 26(7): 1209-1216.
- [13] Ang B W, Huang H C, Mu A R. Properties and linkages of some index decomposition analysis methods [J]. *Energy Policy*, 2009, 37(11): 4624-4632.
- [14] Ang B W, Lee S Y. Decomposition of industrial energy consumption: Some methodological and application issues [J]. *Energy Economics*, 1994, 16(2): 83-92.
- [15] Ang B W, Zhang F Q. A survey of index decomposition analysis in energy and environmental studies [J]. *Energy*, 2000, 25(11): 1149-1176.
- [16] 杨雅雪, 杨井, 许玉凤, 等. 基于 LMDI 方法的新疆生产用水变化分析[J]. 干旱区地理, 2016, 39(1): 67-76.
- [17] 李艳娟. 济南市水资源生态足迹计算与水环境压力分析[D]. 济南: 山东师范大学, 2010.
- [18] 方伟成, 孙成访, 郭文显. 基于 LMDI 法东莞市水资源生态足迹影响因素分析[J]. 水资源与水工程学报, 2015, 26(3): 115-117.
- [19] 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, 26(18): 100-103.
- [20] 洪思扬, 王红瑞, 朱中凡, 等. 辽宁省水资源生态足迹与生态承载力分析[J]. 水利经济, 2016, 34(3): 46-53.
- [21] 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): 1280-1286.
- [22] 李丹. 基于水生态足迹的水资源可持续利用评价: 以河西内陆河流域为例[D]. 兰州: 西北师范大学, 2014.
- [23] 张义. 基于生态足迹模型的广西水资源利用评价[J]. 人民黄河, 2014, 36(2): 58-61.
- [24] 葛通达, 卞志斌, 方红远, 等. 基于因素分解法的区域水资源利用驱动因素分析[J]. 中国农村水利水电, 2015, (8): 98-101.
- [25] 孙学颖, 唐德善. 广西水资源生态足迹时空分析[J]. 南水北调与水利科技, 2015, 13(1): 34-37.
- [26] 盖东海. 河北省水资源可持续利用研究: 基于生态足迹法[D]. 河北保定: 河北农业大学, 2012.
- [27] 吴全志. 基于 ARIMA 模型的贵州省水资源生态足迹动态变化和预测分析[D]. 郑州: 华北水利水电大学, 2017.
- [28] 吴志峰, 胡永红, 李定强, 等. 城市水生态足迹变化分析与模拟[J]. 资源科学, 2006(5): 152-156.
- [29] 胡永红, 吴志峰, 李定强, 等. 基于 ARIMA 模型的区域水生态足迹时间序列分析[J]. 生态环境, 2006(1): 94-98.

~~~~~

(上接第 369 页)

- [10] 周萍, 文安邦, 严冬春, 等. 紫色土坡耕地不同坡位不同高度地埂土壤颗粒组成及分形特征[J]. 水土保持研究, 2017, 24(2): 84-93.
- [11] 马媛, 丁树文, 邓羽松, 等. 五华县崩岗洪积扇土壤分形特征及空间变异性研究[J]. 水土保持学报, 2016, 30(5): 279-285.
- [12] 吕圣桥, 高鹏, 耿广坡, 等. 黄河三角洲滩地土壤颗粒分形特征及其与土壤有机质的关系[J]. 水土保持学报, 2011, 25(6): 134-138.
- [13] 吴承祯, 洪伟. 不同经营模式土壤团粒结构的分形特征研究[J]. 土壤学报, 1999, 36(2): 162-167.
- [14] 王清, 王剑平. 土孔隙的分形几何研究[J]. 岩土工程学报, 2000, 22(4): 496-498.
- [15] 徐永福, 董平. 非饱和土的水分特征曲线的分形模型[J]. 岩土力学, 2002, 23(4): 400-405.
- [16] 杨培岭, 罗远培, 石元春. 用粒径的重量分布表征的土壤分形特征[J]. 科学通报, 1993, 38(20): 1896-1899.
- [17] 刘云鹏, 王国栋, 张社奇, 等. 陕西 4 种土壤粒径分布的分形特征研究[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2003, 31(2): 92-94.
- [18] 李彬, 郭志学, 陈日东, 等. 变坡陡比降河道强输沙下泥沙淤积与水位激增的试验研究[J]. 泥沙研究, 2015(3): 63-68.
- [19] Asselman N E M, Middelkoop H. Floodplain sedimentation: Quantities, patterns and processes[J]. *Earth Surface Processes & Landforms*, 1995, 20(6): 481-499.
- [20] He Q, Walling D E. An investigation of the spatial variability of the grain size composition of floodplain sediments[J]. *Hydrological Processes*, 2015, 12(7): 1079-1094.
- [21] Walling D E, Owens P N, Leeks G J L. The characteristics of overbank deposits associated with a major flood event in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK[J]. *Catena*, 1997, 31(1/2): 53-75.
- [22] 王冬冬, 高磊, 陈效民, 等. 红壤丘陵区坡地土壤颗粒组成的空间分布特征研究[J]. 土壤, 2016, 48(2): 361-367.