

DOI:10.11705/j.issn.1672-643X.2023.06.01

基于 SWAT 的沁河流域水资源生态足迹计算 及承载程度分析

秦西¹, 张羽¹, 马军霞¹, 左其亭^{1,2}

(1. 郑州大学 水利与交通学院, 河南 郑州 450001; 2. 郑州大学 黄河生态保护与区域协调发展研究院, 河南 郑州 450001)

摘要: 水资源生态足迹能够反映人类发展对自然界水资源的压力,明确流域水资源承载状况可为生态环境保护、经济社会发展和水资源科学管理提供决策依据,对推动流域生态文明建设和高质量发展具有重要意义。以沁河流域为例,借助水资源生态足迹模型,利用 SWAT 模型输出结果计算各子流域水资源生态足迹,并评估沁河流域水资源承载状况。结果表明:2010—2016 年沁河流域水资源量多年平均值为 $6.17 \times 10^8 \text{ m}^3$,主要受到降水量影响;各子流域水资源生态压力指数均大于 1,说明沁河流域水资源处于不可承载状态,供需矛盾突出;2010—2016 年水资源承载状况虽有所改善,但仍处于不可持续利用状态。研究结果可为沁河流域水资源科学管理提供参考依据,同时为其他流域尺度上的水资源生态足迹计算提供新思路。

关键词: SWAT 模型; 水资源生态足迹模型; 水资源承载力; 水资源生态承载力; 水资源生态压力指数; 沁河流域
中图分类号: TV213.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-643X(2023)06-0001-09

Water resources ecological footprint and carrying levels in the Qinhe River Basin based on SWAT

QIN Xi¹, ZHANG Yu¹, MA Junxia¹, ZUO Qiting^{1,2}

(1. School of Water Conservancy and Transportation, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China; 2. Yellow River Institute for Ecological Protection & Regional Coordinated Development, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China)

Abstract: Water resources ecological footprint can reflect the pressure of human development on natural water resources. Clarifying water resources carrying state in the basin can provide decision-making basis for ecological environment protection, economic planning and scientific management of water resources, and it is also beneficial for promoting the construction of ecological civilization and high-quality development in the basin. Taking the Qinhe River Basin as an example, with the help of the water resources ecological footprint model, we calculated the water resources ecological footprint of each sub-basin based on the output of the SWAT model, and then evaluated the water resources carrying state of the basin. The results show that the average water resources in the Qinhe River Basin from 2010 to 2016 was $6.17 \times 10^8 \text{ m}^3$, which was mainly affected by precipitation. The water resources ecological stress index in all sub-basins was in excess of 1, indicating that the water resources in the basin was in an unsupportable state and the conflict of water resources supply and demand was prominent. Although the water resources carrying state had improved from 2010 to 2016, it was still in an unsustainable state. The research results can provide some reference for the scientific management of water resources in the Qinhe River Basin, and provide new ideas for calculating the water resources ecological footprint in other basins.

Key words: SWAT model; water resources ecological footprint model; water resources carrying capacity; water resources ecological carrying capacity; water resources ecological pressure index; the Qinhe River Basin

收稿日期:2023-05-24; 修回日期:2023-10-18

基金项目:国家重点研发计划项目(2021YFC3200201);国家自然科学基金项目(52279027)

作者简介:秦西(1998—),女,山西沁水人,硕士研究生,研究方向为水文学及水资源。

通讯作者:左其亭(1967—),男,河南固始人,博士,教授,博士生导师,主要从事水文学及水资源研究。

1 研究背景

水资源是基础性的自然资源和战略性的经济资源,是生态环境的控制性要素^[1]。随着人类对水资源开发利用的不断加强,缓解水资源供需矛盾、保护良好水生态环境的重要性日益凸显^[2]。根据国家发改委颁布的《“十四五”节水型社会建设规划》,水资源严重短缺和分布失衡已经成为经济社会发展和流域高质量发展的重要瓶颈制约。因此,为协调水资源短缺与生态环境保护之间的矛盾,促进流域生态保护和高质量发展,亟需明确流域的水资源承载状况。

生态足迹(ecological footprint, EF)概念最初由生态经济学家 Rees^[3]提出,随后被广泛应用于生态承载力和可持续性程度度量研究中^[4]。水生态足迹模型(water resources ecological footprint model, WEF)以生态足迹度量人类在自然进化中消耗的水资源和自然界提供的可利用水资源,可直观反映水资源承载力和可持续利用状况^[5],在水资源领域得到了广泛应用。在模型计算方面,焦士兴等^[6]运用改进的三维水资源生态足迹模型分析了中国内地31个省(自治区、市)水资源生态足迹的时空特征;王慧亮等^[7]将能值理论与水资源生态足迹结合,构建了能值水生态足迹模型并对黄河流域各省区水资源利用状况进行评价;欧阳兴涛等^[8]引入消污用水子账户改进水资源生态足迹模型对中国的水资源可持续利用进行仿真及调控研究;Dong等^[9]、Veetil等^[10]提出了基于SWAT(soil and water assessment tool)、VIC(variable infiltration capacity)等水文模型来考虑水文循环过程的足迹计算方法。在研究尺

度上,岳晨等^[11]、甘容等^[12]、金昌盛等^[13]、Liang等^[14]、夏军等^[5]分别分析了天津市、河南省、长江经济带、武汉城市群、鄱阳湖流域的水资源生态足迹。虽然采用水资源生态足迹方法研究水资源生态承载状况的成果已经较为丰富,但大多集中于研究行政区域尺度,基于自然流域尺度的水资源生态足迹研究相对较少。流域作为天然的集水区,具有明确的物理边界,水资源分布的空间异质性导致各子流域存在不同的供需压力。因此,有必要从流域视角明确水资源承载状况,为流域水资源管理提供科学的参考依据。

本文以沁河流域为例,基于SWAT模型计算流域水资源生态足迹和生态承载力,并采用水资源生态压力指数评估流域水资源承载状况。从子流域尺度评估流域水资源承载程度,为实现水资源科学管理和可持续利用提供有效参考,为流域视角的水资源生态足迹计算提供新的研究思路。

2 研究区概况及数据来源

2.1 研究区概况

沁河流域地跨山西、河南两省,经度范围为 $111^{\circ}58'33''E \sim 113^{\circ}28'44''E$,纬度范围为 $34^{\circ}54'30''N \sim 36^{\circ}57'24''N$ 。沁河全长485 km,丹河是其最大支流,全长124.5 km,流域面积约为13 535 km²,沁河流域概况和土地利用分布如图1所示。沁河流域矿产资源丰富,高耗水行业集中,面临着严重的水资源短缺问题,是黄河流域水资源供需矛盾突出的典型区域,也是落实黄河流域生态保护和高质量发展重大国家战略的重点区域^[15-16]。

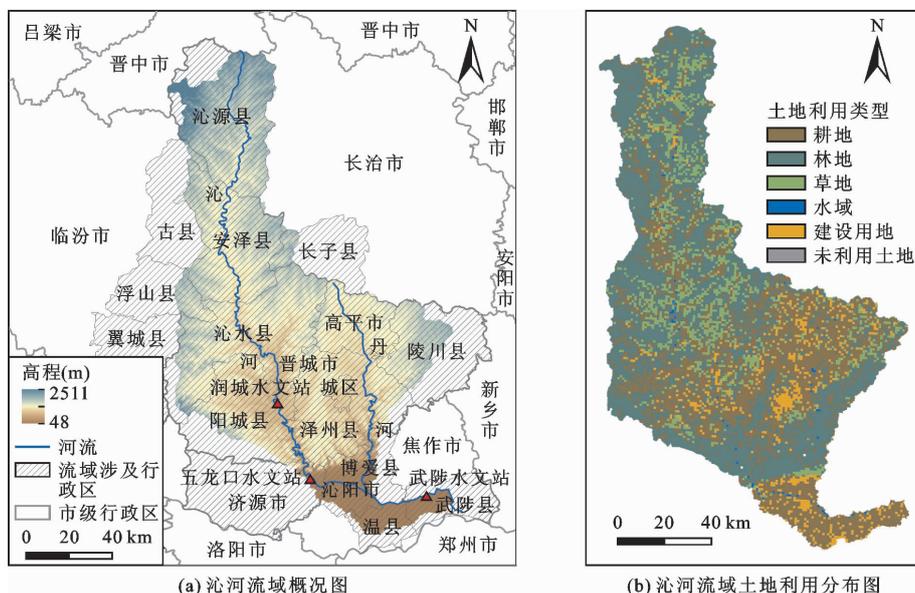


图1 沁河流域概况和土地利用分布图

2.2 数据来源及预处理

本文使用的数据来源主要包括:数字高程模型(digital elevation model, DEM)来源于地理空间数据云(www.gscloud.cn),空间分辨率为30 m×30 m;2010年土地利用(land use/cover change, LUCC)数据来源于中国多时期土地利用遥感监测数据集(CNLUCC)^[17];土壤数据来源于联合国粮农组织(FAO)的世界土壤数据库(HWSD),通过SPAW软件计算土壤属性;气象数据来源于CMADS气象数据集(http://www.cmads.org/),数据网格的空间分辨率为0.25°×0.25°,该数据集提供了2008—2016年的气象日值数据,包括日平均气温、平均气压、平均风速、日照时数、降水、平均相对湿度等,沁河流域SWAT模型输入的CMADS气象站点共32个;2008—2016年润城、五龙口和武陟水文站径流数据从《黄河流域水文年鉴》获取;沁河流域各地市不同用途的用水量数据来源于《山西省统计年鉴》(http://tjj.shanxi.gov.cn/)和《河南省水资源公报》(http://slt.henan.gov.cn/)。

3 研究方法

3.1 SWAT模型计算流域水资源量

3.1.1 SWAT模型 SWAT模型依据流域内地形地貌及河网特征将流域划分为若干个子流域,通过流域土壤、植被覆盖和坡度属性进一步划分为水文响应单元^[18],能客观反映气候和下垫面条件空间分布不均匀对流域降雨-径流形成的影响。本文采用

SWAT模型模拟沁河流域的产水量,假定汇流演算后的主河道总水量为每个子流域的产水量,根据产水量计算流域水资源量^[19]。具体计算公式如下:

$$WYLD = Q_{SUR} + Q_{LAT} + Q_{GW} - T_{LOSS} - A_P \quad (1)$$

$$W = \frac{AREA \cdot WYLD}{1000} \quad (2)$$

式中:WYLD为总水量,mm;Q_{SUR}为地表径流量,mm;Q_{LAT}为侧向流量,mm;Q_{GW}为地下径流量,mm;T_{LOSS}为河床传输损失量,mm;A_P为洼地截留量,mm;W为子流域上的水资源量,m³;AREA为子流域面积,m²。

本文在构建SWAT模型时将土地利用类型分为:耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用土地;土壤属性分为7类:高活性淋溶土、锥形土、冲积土、薄层土、疏松岩性土、潜育土、人为土;坡度划分为0°~10°、10°~25°及大于25°三个等级。土地利用类型面积阈值、土壤类型面积阈值和坡度阈值分别设置为5%、10%和10%。

3.1.2 模型率定与验证 本文使用SWAT-CUP中的SUFI-2算法对构建的沁河流域SWAT模型进行径流参数敏感性分析,率定与验证模型模拟结果。设置预热期为2008—2009年,率定期为2010—2014年,验证期为2015—2016年。通过不断调整参数范围得到最佳模拟值,最终选定SCS径流曲线系数(CN2)、基流退水因子(ALPHA_BF)、地下水延迟天数(GW_DELAY)等14个对流域径流最为敏感的参数(表1)。

表1 沁河流域SWAT模型参数率定结果

参数名称	参数含义	调参方法	初始范围	最佳取值
CN2	SCS径流曲线系数	R	-0.50~0.50	-0.11
ALPHA_BF	基流退水因子/d	V	0~1	0.97
GW_DELAY	地下水延迟天数/d	V	0~500	354.63
HRU_SLP	平均坡度	V	0~1	0.42
SOL_Z	土壤底部埋深/mm	R	-0.50~0.50	0.09
SOL_K	土壤饱和导水率/(mm·h ⁻¹)	R	-0.80~0.80	-0.29
SOL_AWC	土壤有效含水量/(mm·mm ⁻¹)	R	-0.50~0.50	0.06
SOL_BD	表层土壤容重/(g·cm ⁻³)	R	-0.50~0.50	0.02
GWQMN	回归流所需的浅层含水层水位阈值/mm	V	0~5000	3215.16
OV_N	坡面漫流曼宁系数	V	0.01~30	14.85
BIOMIX	生物混合有效系数	R	-0.50~0.50	0.34
SMFMN	最小融雪因子/(mm·(°C·d) ⁻¹)	V	0~20	4.88
CH_K2	主河道水利传导系数	V	0.01~500	385.75
SFTMP	降雪温度/°C	V	-20~20	-6.15

注:R、V为SWAT模型率定时的两种调参方法,R表示乘以(1+给定值),V表示赋值。

本文利用润城站、五龙口站和武陟站 2010—2016 年的月径流数据,在 SWAT - CUP 中以月为时间步长对模型的模拟结果进行率定和验证(图 2),并选择确定性系数 R^2 和 Nash - Sutcliffe 系数 NSE 对模拟精度进行评估。

率定期润城站、五龙口站和武陟站模拟值与观测值之间的 R^2 分别为 0.92、0.78 和 0.63, NSE 分

别为 0.90、0.70 和 0.62;验证期润城站、五龙口站和武陟站模拟值与观测值之间的 R^2 分别为 0.78、0.72 和 0.79, NSE 分别为 0.70、0.63 和 0.76。模型适用性评价指标值均大于 0.6,表明径流的模拟值与实测值具有较高的相关性^[20],所构建的 SWAT 模型在沁河流域具有良好的适用性,可用于进一步计算沁河流域的水资源量。

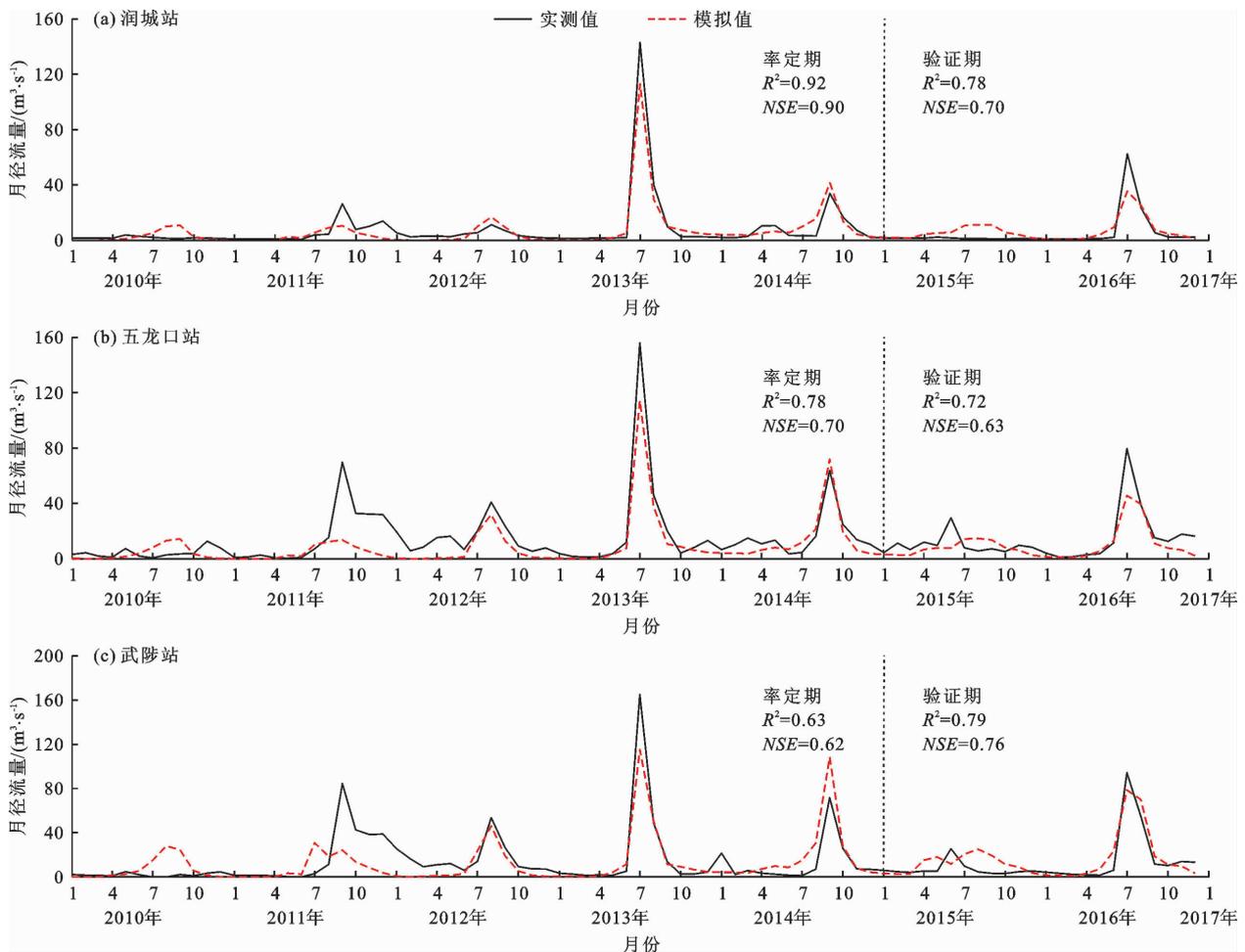


图 2 沁河流域各水文站月平均径流量模拟值与实测值

3.2 水资源生态承载力

水资源生态承载力可表征当地水资源对经济发展和生态环境的承载力,计算式如下^[21]:

$$WEC = 0.4\varphi \cdot \gamma \cdot (W/P) \quad (3)$$

$$\varphi = \frac{\bar{W} \cdot 10^{-2}}{P \cdot AREA} \quad (4)$$

式中: WEC 为水资源生态承载力, hm^2 ; W 为子流域水资源量, m^3 ; γ 为水资源全球均衡因子; P 为水资源全球平均生产能力, m^3/hm^2 ; 根据文献[22],取 γ 的值为 5.19,取 P 的值为 $3\ 140\ \text{m}^3/\text{hm}^2$; φ 为子流域水资源产量因子,由公式(4)进行计算。其中, \bar{W} 为

子流域多年平均水资源总量, m^3 ,由 SWAT 模型输出结果进行计算。

3.3 水资源生态足迹

水资源生态足迹能够反映维持人类生活生产所消耗的水资源情况,计算式如下^[21]:

$$WEF = \sum [\gamma \cdot (Q_k/P)] \quad (5)$$

式中: WEF 为水资源生态足迹总量, hm^2 ; Q_k 为子流域各账户用水总量, m^3 ,计算公式见式(6)~(8)。

本文将水资源按照用水特性和用水消费群体的不同划分为农业用水、工业用水和生活用水 3 个子账户。参考徐新良等^[17]提出的土地利用覆盖分类体

系,农业用水对应土地利用二级分类编码为11水田、12旱地,工业用水对应53其他建设用地,生活用水对应51城镇用地、52农村居民点。利用ArcGIS 10.2软件,将流域涉及地级行政区的用水量数据转换到子流域上,计算式如下^[23]:

$$Q_{AGRi} = A_i \cdot C_{AGRi} \quad (6)$$

$$Q_{INDi} = I_i \cdot C_{INDi} \quad (7)$$

$$Q_{DOMi} = D_i \cdot C_{DOMi} \quad (8)$$

式中: Q_i 表示子流域 i 的用水量总和, m^3 ; Q_{AGRi} 、 Q_{INDi} 、 Q_{DOMi} 分别表示子流域 i 的农业、工业、生活用水量, m^3 ; A_i 、 I_i 、 D_i 分别表示单位像元的农业、工业和生活用水量, m^3 ; C_{AGRi} 表示子流域 i 土地利用栅格中耕地的像元个数; C_{INDi} 表示子流域 i 土地利用栅格中工矿企业等建设用地的像元个数; C_{DOMi} 表示子流域 i 土地利用栅格中城乡居民用地的像元个数。

3.4 水资源生态压力指数

水资源生态压力指数是水资源生态足迹与水资源生态承载力的比值,用来衡量水资源对经济社会发展的承载程度,计算式如下^[24]:

$$EPI = WEF/WEC \quad (9)$$

式中: EPI 为水资源生态压力指数^[24]; 当 $0 < EPI < 1$ 时,表明区域水资源可以支撑经济社会发展,水资源处于可承载状态; 当 $EPI > 1$ 时,表明人类活动对水资源的开发利用已经超出水资源可承载的阈值,水资源处于不可承载状态; 当 $EPI = 1$ 时,表明区域水资源处于可承载与不可承载的临界状态。 EPI 越大,表明水资源的承载状况越差,越不利于水资源的可持续开发利用。

4 结果分析与讨论

4.1 沁河流域水资源量分析

本文构建的SWAT模型将沁河流域划分为38个子流域,为了方便表述,将沁河流域1~10号子流域表述为上游地区,11~30号子流域为中游地区,31~38号子流域为下游地区。

从时间变化上来看,2010—2016年沁河流域水资源量(见图3,受篇幅所限,图3仅展示了2010和2016年水资源量的分布情况)呈现出波动上升的趋势。2014年沁河流域水资源量最大,约为 $9.21 \times 10^8 m^3$,子流域水资源量的平均值约为 $19.3 \times 10^6 m^3$ 。2016年次之,全流域水资源量约为 $7.31 \times 10^8 m^3$,子流域的平均水资源量约为 $19.2 \times 10^6 m^3$; 2010年全流域的水资源量最小,约为 $3.82 \times 10^8 m^3$,各子流域的平均水资源量约为 $10.1 \times 10^6 m^3$; 2010—

2016年沁河流域水资源量多年平均值为 $6.17 \times 10^8 m^3$ 。沁河流域水资源量主要受降水量年际差异的影响^[25]。与水资源量变化趋势一致,同期降水量也呈现出波动上升的趋势。2014和2016年沁河流域各子流域的年平均降水量分别高达587 mm和592 mm,而2010年的年平均降水量仅有450 mm。

从空间差异上来看,沁河流域上游4号子流域、中游16、25号子流域和下游38号子流域的水资源量较高。子流域集水面积的大小会影响水资源量的空间分布,如上游1、2号子流域的多年平均降水量均为489 mm,但2号子流域拥有较大的集水面积,其水资源量与1号子流域相比明显较高。各子流域不同的土地利用类型和土壤属性分布会导致进入主河道的总水资源量存在差异。如中游14与16号子流域的降水量和集水面积均大致相同,但14号子流域的水资源量明显少于16号子流域。这是由于14号子流域的林、草地占该子流域总面积的52%,而16号子流域的林、草地面积仅占其总面积的15%,这体现了林地和草地面积变化与径流量变化之间的负相关关系^[26]。而29号子流域内的耕地面积占比与33号子流域相近,且二者的总面积和多年平均降水量也相差不大,但29号子流域的建设用地面积占比远高于33号子流域,因而导致其水资源量也明显高于33号子流域,这在一定程度上证明了城市化对流域产流能力的影响^[26]。

4.2 生态承载力和生态足迹变化趋势及原因分析

沁河流域2010—2016年水资源生态足迹和生态承载力如表2所示。从时间变化上来说,沁河流域2010—2016年农业子账户的水资源生态足迹呈现平缓增长趋势,从2010年的 $71.6 \times 10^4 hm^2$ 逐渐增长为2016年的 $80.1 \times 10^4 hm^2$ 。生活用水子账户的水资源生态足迹在各子流域上均呈现出小幅度的波动上升趋势,这可能与流域人口数量增长导致城镇用地和农村居民点面积增长有关^[27]。随着人口数量的不断增加,生活用水需求量逐渐增大,加大了沁河流域的用水压力。工业子账户的水资源生态足迹从2010年的 $37.4 \times 10^4 hm^2$ 开始逐年递增,在2013年达到峰值 $42.2 \times 10^4 hm^2$ 后开始减小,于2016年降低到 $37.6 \times 10^4 hm^2$,呈现出先增加后减少的趋势。这与我国用水结构的变化特征是一致的^[28]。水资源生态足迹总量在年际间变化较为平缓,而水资源承载力是通过水资源量进行计算的,因而受降水量影响也较大,在2010—2016年间呈现平稳增长趋势。

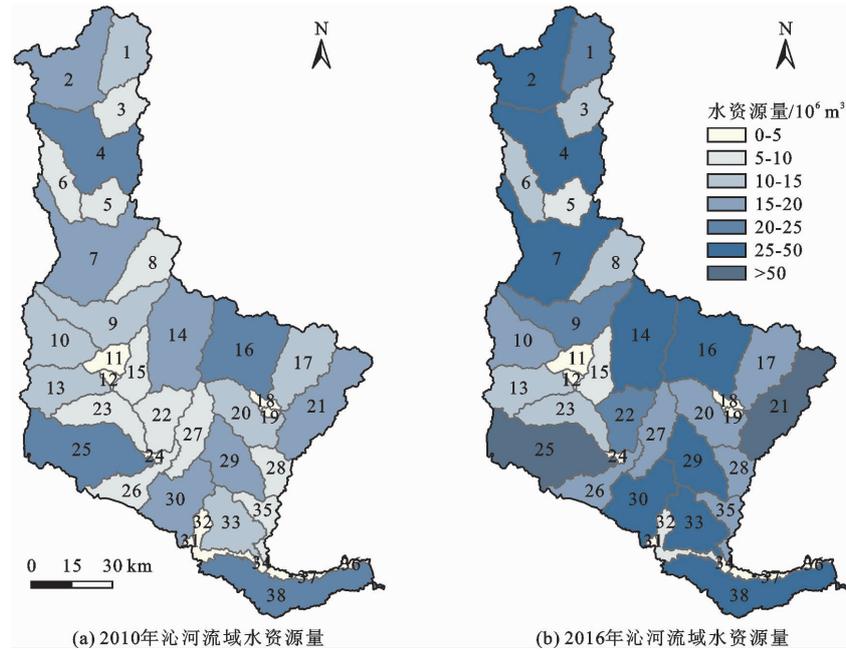


图3 2010—2016年沁河流域水资源量

表2 沁河流域2010—2016年 WEF 和 WEC

年份	沁河流域	水资源生态足迹 WEF /hm ²				水资源生态承载力 WEC /hm ²
		农业	工业	生活	总量	
2010年	上游	142254	10001	6381	158638	17782
	中游	456169	225597	53945	735712	30339
	下游	117858	138492	59558	315909	7571
2011年	上游	145894	10312	7783	163990	22956
	中游	467841	232611	65794	766247	33322
	下游	120874	142797	72640	336312	11213
2012年	上游	154113	11269	7330	172714	23499
	中游	494197	254205	61967	810370	30576
	下游	127683	156054	68415	352153	6353
2013年	上游	160202	10855	6949	178008	56140
	中游	513722	244865	58747	817335	38437
	下游	132728	150320	64860	347909	4204
2014年	上游	143445	10246	6390	160082	35534
	中游	459988	231120	54021	745130	60332
	下游	118845	141882	59641	320370	10904
2015年	上游	160462	8881	7138	176482	39541
	中游	514555	200342	60341	775240	63483
	下游	132943	122988	66619	322552	11319
2016年	上游	159095	8744	7146	174985	32333
	中游	510172	197241	60406	767819	60382
	下游	131811	121084	66691	319587	13769
多年平均	上游	152209	10044	7017	169271	32541
	中游	488092	226569	59317	773979	45267
	下游	126106	139088	65489	330684	12191

从空间差异上来看,沁河流域上游的7号子流域具有较高的水资源生态足迹,其多年平均值为 $30.6 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。4号子流域水资源生态承载力为 $4.1 \times 10^4 \text{ hm}^2$,在上游中最大,这是由于孔家坡水库工程增强了水资源保障能力,提高了该子流域范围的水资源生态承载力。就中游地区而言,16号子流域的水资源生态承载力虽较高,为 $3.1 \times 10^4 \text{ hm}^2$,但其水资源生态足迹高达 $107.6 \times 10^4 \text{ hm}^2$,在中游地区中最大。16号子流域属于高平市范围,该地区以煤炭开采及深加工行业作为支柱产业,其经济发展依托煤炭产业处于晋城市前列,但高耗水行业发达导致其水资源承载力难以满足经济社会的发展需要。因此,推进高平市产业结构多元化发展有助于实现资源型城市的经济转型发展。25号子流域的多年平均降水量达 547.2 mm ,在所有子流域中最大,因而具有较大的水资源生态承载力。而在下游地区,38号子流域具有较大的水资源生态足迹和较高的水资源生态承载力,这是由于该区域年降水量较大,水资源量相对丰富,且人口、产业分布密集,具

有较大的用水量。

4.3 沁河流域水资源生态压力指数分析

沁河流域2010—2016年水资源生态压力指数值空间分布如图4所示(受篇幅所限,图4仅展示了2010和2016年水资源压力分布情况)。2010—2016年沁河流域各子流域水资源压力指数 EPI 均大于1,说明流域水资源难以承载当地经济社会发展,亟须调整相关水资源管理措施或增加外调水,以缓解当前水资源不可承载状况。研究结果与左其亭等^[29]、卢艳等^[30]、王刚毅等^[31]、Ming等^[32]的研究较为吻合。

从时间变化上来看,2010—2016年沁河流域 EPI 随时间呈现出波动下降趋势。就流域整体而言,2010—2016年间的 EPI 分别为22、19、22、14、11、9、12,这说明沁河流域的产业调整和节水措施取得了一定的成效,流域整体的水资源承载状况得到逐步改善。其中,2013年的水资源生态压力指数为2010—2016年间最高值,是因为 EPI 受用水量影响较大,该年份流域用水量为 $812.26 \times 10^6 \text{ m}^3$ 。

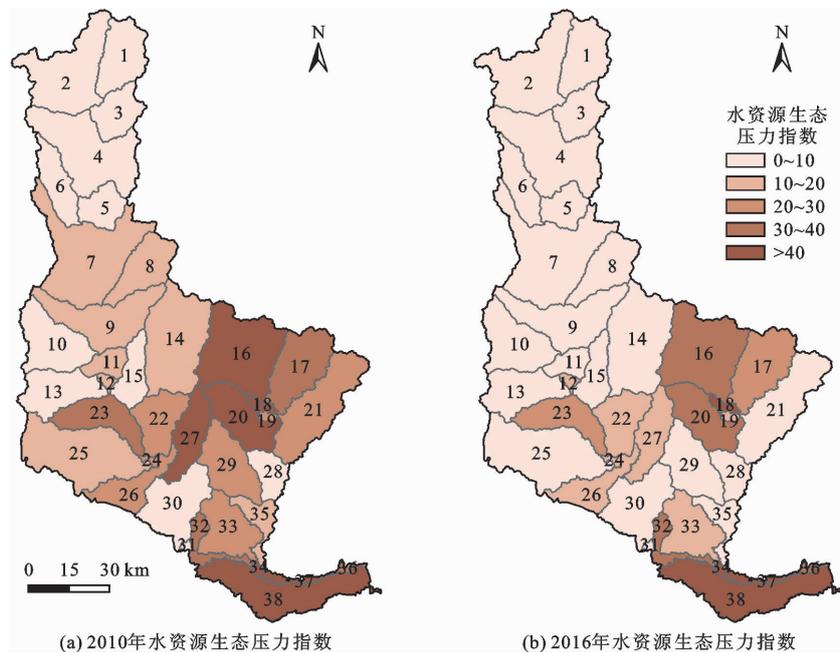


图4 2010—2016年沁河流域水资源生态压力指数值

从空间上来看,沁河流域上游地区对水资源的开发利用虽已超出水资源可承载的阈值,但与该流域其他地区相比,其供需矛盾相对缓和,上游地区地势较高,多为山地,上游各子流域土地利用类型为林地、草地的平均面积占比达80%,产业和人口分布相对稀疏。位于沁河流域中游地区的16和20号子流域,均出现明显的 EPI 降幅,二者分别从2010年

的46、44下降到了2016年的34、33,这是因为随着山西省推进产业结构转型,晋城市作为煤炭能源基地也积极响应产业结构调整,在一定程度上缓解了工业用水压力。沁河流域下游的38号子流域是整个流域供需矛盾最为突出的区域,属于河南省北部焦作市和济源市范围,高耗水工业发达,是水需求量巨大的工业基地,且该区域地势较为平坦,是具有大

量的农田引水灌溉需求的粮食高产区,其水资源短缺问题较为严重,需要依靠大量外调水源供给。

为缓解沁河流域当前水资源供需矛盾,针对沁河流域当前水资源承载状况,提出以下几点建议:(1)沁河流域上游地区应加强源头区森林植被保护,提高森林植被的水源涵养功能。中游地区应加快产业结构调整并加快优化步伐,加强采煤对地下水资源的污染控制和监督管理。下游地区可依靠跨流域调水工程增加外调水源补给量,改善流域供水状况。(2)加强流域协同管理,优化水土资源配置。统一部署和优化水资源配置和土地利用规划,提高水资源和土地资源的要素配置效率和综合利用效率。(3)推进节水管理,减少用水需求。农业上,应推进作物耗水优化,增加耐旱作物的种植比例;提高农业灌溉用水利用率,采用先进节水技术,推广新型节水设施。工业上,应提高污废水处理能力和完善水循环系统,提高工业用水重复率。生活上,增强沁河流域范围内公众整体的节水意识,推进器具节水普及,以缓解水资源短缺压力。

5 结 论

本文建立了在沁河流域适用性良好的 SWAT 模型,从子流域尺度分析沁河流域水资源量,并基于水资源生态足迹模型对沁河流域的水资源承载程度进行了分析,得出以下主要结论:

(1)2010—2016 年沁河流域水资源量多年平均值为 $6.17 \times 10^8 \text{ m}^3$,受降水量影响较大,呈波动上升趋势。其中,2014 年沁河流域水资源量最大,约为 $9.21 \times 10^8 \text{ m}^3$;2010 年最小,约为 $3.82 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。

(2)沁河流域水资源短缺问题严重,人类活动对水资源的开发利用已超出水资源可承载阈值,各子流域水资源供需矛盾突出,均处于不可承载状态。其中,中游 16 号子流域和下游 38 号子流域的水资源供需矛盾尤为突出。16 号子流域属于高平市范围,高耗水行业发达导致其水资源承载力难以满足经济高质量发展的需要。38 号子流域属于焦作市和济源市范围,人口、产业分布密集,具有高耗水工业和大规模农田引水灌溉,用水短缺问题严重。

(3)沁河流域 2010—2016 年水资源承载状况虽有所改善,但仍处于不可持续利用状态。为缓解沁河流域水资源压力,应加快产业优化步伐,调整高耗水产业结构,同时加强用水管理,增强公众节水意识,促进水资源可持续利用,以更好地实现沁河流域高质量发展。

此外,沁河流域水资源承载状况受气候变化、人类活动等多种复杂因素的共同作用,后续研究可通过影响因素识别方法进行定量解析,进一步探究相关因素对流域水资源承载状况的影响机制,以缓解沁河流域水资源压力。

参考文献:

- [1] 王浩,张建云,王亦楠,等. 水,如何平衡发展之重[J]. 中国水利,2020(21):11-19.
- [2] 魏山忠. 全委一盘棋 共谋新发展 为流域经济社会发展提供有力的水利支撑与保障:在 2017 年长江委工作会议上的报告[J]. 人民长江,2017,48(3):1-7.
- [3] REES W E. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out[J]. Environment and Urbanization,1992,4(2):121-130.
- [4] 洪顺发,郭青海,李达维. 基于生态足迹理论的中国生态供需平衡时空动态[J]. 资源科学,2020,42(5):980-990.
- [5] 夏军,刁艺璇,余敦先,等. 鄱阳湖流域水资源生态安全状况及承载力分析[J]. 水资源保护,2022,38(3):1-8+24.
- [6] 焦士兴,王安周,陈林芳,等. 中国省域三维水生态足迹及其驱动研究[J]. 世界地理研究,2022,31(5):988-997.
- [7] 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.
- [8] 欧阳兴涛,廖浩宇,姜秋香,等. 基于改进水资源生态足迹模型的中国水资源可持续利用仿真及调控[J]. 环境科学,2023,44(3):1368-1377.
- [9] DONG Liang, XIN Zhuohang, SONG Changchun, et al. Applicability of statistical and modeling methods in assessing the basin-scale grey water footprint[J]. Ecological Indicators, 2022, 143: 109345.
- [10] VEETIL A V, MISHRA A K, GREEN T R. Explaining water security indicators using hydrologic and agricultural systems models[J]. Journal of Hydrology, 2022, 607: 127463.
- [11] 岳晨,李凡,付路路,等. 天津市水资源生态足迹研究[J]. 水文,2022,42(6):56-60.
- [12] 甘容,李旖旎,杨峰,等. 基于三维水足迹模型的河南省水资源可持续利用水平评价[J]. 水资源与水工程学报,2023,34(1):30-39.
- [13] 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.
- [14] LIANG Dongzhe, LU Hongwei, FENG Liyang, et al. Assessment of the sustainable utilization level of water resources in the Wuhan metropolitan area based on a three-dimensional water ecological footprint model[J]. Water, 2021, 13(24): 3505.
- [15] 纪义虎,左其亭,马军霞. 基于 Tapio 和 LMDI 模型的沁

- 河流域碳排放与水资源利用脱钩关系分析[J]. 水资源保护, 2023, 39(4): 94 - 101.
- [16] 张羽, 左其亭, 曹宏斌, 等. 沁蟒河流域水资源生态足迹时空变化特征及均衡性分析[J]. 水资源与水工程学报, 2022, 33(3): 50 - 57.
- [17] 徐新良, 刘纪远, 张树文, 等. 中国多时期土地利用遥感监测数据集(CNLUCC)[Z]. 资源环境科学数据注册与出版系统(<http://www.resdc.cn/DOI>), 2018. DOI: 10.12078/2018070201
- [18] WELDE K, GEBREMARIAM B. Effect of land use land cover dynamics on hydrological response of watershed: case study of Tekeze Dam watershed, northern Ethiopia [J]. *International Soil and Water Conservation Research*, 2017, 5(1): 1 - 16.
- [19] LI Jing, YU Yuyang, WANG Xiaofeng, et al. System dynamic relationship between service water and food: case study at Jinghe River Basin [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 330: 129794.
- [20] AYIVI F, JHA M K. Estimation of water balance and water yield in the Reedy Fork - Buffalo Creek Watershed in north Carolina using SWAT [J]. *International Soil and Water Conservation Research*, 2018, 6(3): 203 - 213.
- [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): 1279 - 1286.
- [22] LI Donglin, ZUO Qiting, JIANG Long, et al. An integrated analysis framework for water resources sustainability considering fairness and decoupling based on the water resources ecological footprint model: a case study of Xinjiang, China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 383: 135466.
- [23] CHEN Dengshuai, LI Jing, ZHOU Zixiang, et al. Simulating and mapping the spatial and seasonal effects of future climate and land-use changes on ecosystem services in the Yanhe Watershed, China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(2): 1115 - 1131.
- [24] 谭秀娟, 郑钦玉. 我国水资源生态足迹分析与预测[J]. 生态学报, 2009, 29(7): 3559 - 3568.
- [25] 王一达, 李晶, 周自翔, 等. 基于SWAT模型的无定河流域水供给服务空间流动模拟[J]. 陕西师范大学学报(自然科学版), 2022, 50(4): 81 - 91.
- [26] SAJIKUMAR N, REMYA R S. Impact of land cover and land use change on runoff characteristics [J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 161: 460 - 468.
- [27] 陈奕山. 农时视角下乡村劳动力的劳动时间配置: 农业生产与非农就业的关系分析[J]. 中国人口科学, 2019(2): 75 - 86 + 127 - 128.
- [28] 阙得源, 孔珂, 徐晶. 中国近期用水量变化特征及趋势[J]. 济南大学学报(自然科学版), 2022, 36(5): 497 - 503.
- [29] 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 + 34.
- [30] 卢艳, 于鲁冀, 王燕鹏, 等. 河南省水资源生态足迹和生态承载力分析[J]. 中国农学通报, 2011, 27(1): 182 - 186.
- [31] 王刚毅, 刘杰. 基于改进水生态足迹的水资源环境与经济发展协调性评价: 以中原城市群为例[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(1): 80 - 90.
- [32] MING Li, CHANG Jiang, LI Cheng, et al. Spatial-temporal patterns of ecosystem services supply-demand and influencing factors: a case study of resource-based cities in the Yellow River Basin, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, 19(23): 16100.