

DOI: 10.20103/j.stxb.202304120737

王东东, 贾仰文, 牛存稳, 岁姚炳, 燕翔. 基于分布式水文模型的水源涵养不同功能评估方法——以渭河涵养区为例. 生态学报, 2024, 44(10): 4342-4352.

Wang D D, Jia Y W, Niu C W, Sui Y B, Yan X. Evaluation method for main functions of water retention based on WEP-L model: a case of water retention area in Wei River. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(10): 4342-4352.

基于分布式水文模型的水源涵养不同功能评估方法 ——以渭河涵养区为例

王东东, 贾仰文*, 牛存稳, 岁姚炳, 燕翔

中国水利水电科学研究院流域水循环模拟与调控国家重点实验室, 北京 100038

摘要: 为了实现水源涵养量计算和不同功能的综合评估, 基于分布式水文模型(WEP-L)提出了一种新方法, 即利用 WEP-L 模型计算次降水过程中降水量和地表产流、冠层截留量的差值作为水源涵养量, 并分别评估削洪(地表径流量)、补枯(地下径流量)、维持植被生态系统用水(植被蒸腾量)等不同水源涵养功能的评估方法。为了验证该方法的合理性, 以渭河流域咸阳站以上区域为例, 对比了该方法和 InVEST 模型方法的计算结果, 由于两种方法在评估内容和使用模型上都存在差异, 为了保证计算结果的可比性, 先对比了基于相同评价内容的 WEP-L 模型法 I 和 InVEST 模型方法, 再对比了基于不同评价内容的 WEP-L 模型法 I 和 WEP-L 模型法 II, 结论如下: 基于相同评价内容的 WEP 模型法 I 和 InVEST 模型法计算结果数值接近, 研究区 2000—2018 年水源涵养量年均值分别为 12.43 mm(5.76 亿 m³) 和 12.08 mm(5.6 亿 m³), 两种方法所得结果空间分布特征相似, 稍有差异之处与 InVEST 模型的参数没有经过本地化处理有关; 基于不同评价内容的 WEP-L 模型法 I 和 WEP-L 模型法 II 计算结果数值相差较大, 研究区 2000—2018 年水源涵养量均值分别为 12.43 mm 和 432.57 mm, 空间分布特征上有差异的地方分布于研究区的北部、东部及东北部, 主要与两种方法评价时是否考虑蒸散发有关。WEP-L 模型法 II 评估结果中削洪、补枯、维持植被生态系统用水等功能多年变化趋势分别为: 2006—2010 年期间增加、2012 年以后下降以及增加。2012 年后补枯功能和维持植被生态系统用水功能之间可能存在权衡关系。通过不同方法计算结果差异原因分析, 证明了基于 WEP-L 模型的不同涵养功能评估方法的合理性, 其结果也可为渭河涵养区水资源和生态保护策略的制定提供更多依据。

关键词: 水源涵养功能; 分布式水文模型(WEP-L); InVEST 模型; 水量平衡原理; 渭河

Evaluation method for main functions of water retention based on WEP-L model: a case of water retention area in Wei River

WANG Dongdong, JIA Yangwen*, NIU Cunwen, SUI Yaobin, YAN Xiang

State Key Laboratory of Simulation and Regulation of Water Cycle in River Basin, China Institute of Water Resource and Hydropower Research, Beijing 100038, China

Abstract: To calculate the quantity and evaluate main functions of water retention services, a new method based on the WEP-L model that calculated the subtraction of precipitation and the surface runoff and canopy interception in the rainfall process as the water retention quantity was proposed, and the main functions of water retention were assessed such as decreasing floods (surface runoff), increasing basic flow (subsurface runoff), and the maintenance of vegetation ecosystems water uses (evapotranspiration). To verify the reasonableness of the new method, the calculation results using the new method and the InVEST method were compared, taking the upstream area of the Xianyang station in the Wei River Basin as an example. Since there are differences between the two methods in terms of assessment contents and application models, to ensure the comparability of calculation results, the results of the WEP-L model method I and the InVEST model

基金项目: 国家重点研发计划项目(2021YFC3201105); 国家自然科学基金资助项目(52279030, 52009140)

收稿日期: 2023-04-12; **网络出版日期:** 2024-02-28

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jiaYW@iwhr.com

method based on the same assessment contents were compared, and then the results of the WEP-L model method I and the WEP-L model method II based on the different assessment contents were compared. The conclusions are as follows: The calculation results of the WEP-L model method I and the InVEST model method were close, and the annual average quantities of the water retention service in the study area from 2000 to 2018 were 12.43 mm and 12.08 mm, respectively. The spatial distribution characteristics of the results using the two methods were basically similar, and the slight difference was influenced by the fact that parameters of the InVEST model have not been processed by the localization process; The results of the WEP-L model method I and the WEP-L model method II differed significantly, and the annual average quantities of the water retention service were 12.43 mm and 432.57 mm, respectively. The difference in the spatial distribution characteristics of the results of the two methods was distributed in the north, east, and northeast of the study area, which were mainly related to whether or not evapotranspiration was taken into the calculation process. Moreover, the multi-year trends of main functions (decreasing floods, increasing basic flows, and maintaining water use for the vegetation ecosystem) of water retention using the WEP-L model method II showed an obvious increase from 2006 to 2010, a significant decrease after 2012, and an increase, respectively. After 2012, there may be a trade-off between the functions of the increasing basic flows and maintaining the water use for the vegetation ecosystem. According to the analysis of the reasons for the differences in the calculation results of different methods, it was indicated that the WEP-L model method II was more reasonable and could be used to evaluate the changes of main functions of water retention services, and the results could provide more basis for the strategies of water resources and ecological protection in Wei River water conservation area.

Key Words: water retention functions; Water and Energy transfer Process in Large river basin (WEP-L model); InVEST model; water balance principle; Wei River

对水源涵养不同功能的综合评价有利于科学指导水资源保护、植被恢复等实践工作。水源涵养作为生态系统服务功能的重要组成部分之一,是指生态系统截蓄降水、贮存水分、调节径流、净化水质、维持生态的过程和现象^[1]。水源涵养功能不仅对流域水文状况改善、水分循环调节和水资源保护具有重要意义^[2],还对减少植被退化、水土保持、生物多样性保护等具有重要作用。近年来,在气候变化^[3]和流域生态保护及高质量发展背景下,水源涵养功能评估研究越来越受到人们的重视^[4]。

现有研究多将水源涵养量作为衡量水源涵养功能作用大小的定量指标^[5],其计算方法主要有降水贮存量法、地下径流增长法、林冠截留剩余量法、综合蓄水能力法、水量平衡法等^[6],但这些计算结果都只体现了水源涵养的某一功能,不能实现对多涵养功能的综合评价。例如,降水贮存量法计算的是林地相比裸地减少的地表径流量,相当于评估了水源涵养的削洪功能;地下径流增长法计算的是林地相比裸地增加的地下径流量,相当于评估了水源涵养的补枯功能;林冠截留剩余量法计算的是未被冠层截留的降水量,缺少对各功能的分项评价;综合蓄水能力法是分别计算森林冠层、枯枝落叶层和土壤层对降水的截蓄作用,但该方法评估的是静态水源涵养功能,难以反映水源涵养功能的动态变化;水量平衡法作为目前常用的方法之一,是将流域看作黑箱,基于水量平衡原理计算降水与蒸散发、地表径流量的差值得到水源涵养量^[7-8],常结合 InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) 模型实现大尺度区域的水源涵养动态评价^[9]。但 InVEST 模型所得计算结果仅代表的是年尺度地下径流和土壤蓄水量总和,或是经参数修正后的年尺度径流量和土壤蓄水量总和(先计算产水量再减去地表径流量,或先计算产水量,再考虑地形、土壤等因素得到水源涵养量),其结果都不能体现削洪和维持植被生态系统用水等涵养功能^[4]。近年来蓝绿水资源评估受到广泛重视,储存在不饱和土壤中的、用于支持植被生长的绿水资源对区域生态保护有重要意义^[10]。因此,需要一种水源涵养评估方法实现对主要涵养功能的综合评价^[11]。

基于对降水-径流关系的解析,次降雨过程中受下垫面类型影响径流产生机制不同,森林等植被下垫面可以通过冠层截留和增加土壤入渗来减少地表径流的产生,促使更多壤中流和地下径流形成,而建筑用地等不透水下垫面产生的地表径流量较高。因此,本文认为生态系统的水源涵养作用体现为流域次降水过程中对

降水的拦截、容蓄能力,流域水源涵养量可定义为次降水过程中降水量和地表径流量及冠层截留量的差值。依据水量平衡原理,水源涵养量也可表示为地下径流量、蒸散发量和土壤蓄水量总和,这些水量起到了补充河道基流、涵养生态的重要功能作用。相比 InVEST 模型法,该方法计算结果考虑了水源涵养的过程和功能,反映了水源涵养对生态系统和水资源的有益效应。考虑到半干旱地区大面积植被恢复不仅能使流域中小型洪水发生频率减少^[12],也可能导致枯季径流的减少^[13-15],因此有必要对水源涵养功能的削洪、补枯、维持植被生态系统用水等重要功能分别评估,为区域水资源保护和生态环境修复等工作提供参考。为了简便分析,本文利用地表径流量、地下径流量和植被蒸腾量等指标来近似评价水源涵养中的削洪、补枯、维持植被生态系统用水功能。考虑到 InVEST 模型不能实现对水源涵养多功能的评价,本文选择了具有较强物理机制,可精准地描述水文循环过程并输出各通量值的 WEP-L 分布式水文模型进行研究^[16-17]。WEP-L(Water and Energy transfer Process in Large river basin)模型针对黄河流域等大型流域开发,是综合考虑了自然水循环和人类用水过程,以子流域内等高带为计算单元,用马赛克法考虑计算单元土地覆被的多样性,并针对水循环过程不同时间尺度进行水文模拟的分布式水文模型。该模型经验证可应用于黄河流域水循环模拟和水资源评估^[18-20],是理想的水源涵养多功能综合评估工具。

基于以上分析,本文选取了渭河水源涵养区咸阳站以上流域进行实例研究。渭河水源涵养区(南山支流部分)不仅是渭河流域的重点生态功能区,也是主要产流区。以咸阳站以上区域作为研究区,开展水源涵养功能评估工作对渭河流域的生态保护和高质量发展具有重要意义。为了验证本文所提方法的合理性,还与目前常用的 InVEST 模型法计算结果进行了对比。由于两种方法在评估内容和使用模型上都有所不同,为了保证两种方法计算所得水源涵养量的可比性,本文先对比了基于相同评价内容的 InVEST 模型和 WEP-L 模型法 I,再对比了基于不同评价内容的 WEP-L 模型法 I 和 WEP-L 模型法 II 计算结果(表 1)。不同方法的对比结果可丰富水源涵养评估方法理论,并为渭河流域水源涵养能力提升提供依据。

表 1 不同计算方法的评价内容和使用模型

Table 1 Evaluation contents and models of different calculation methods

计算方法 Calculation methods	评价内容 Evaluation contents	使用模型 Models
InVEST 模型法 InVEST model method	水源涵养量为考虑地形、土壤、下垫面等因素的产水量	InVEST model
WEP-L 模型法 I WEP-L model method I	水源涵养量为考虑地形、土壤、下垫面等因素的产水量	WEP-L model
WEP-L 模型法 II WEP-L model method II	水源涵养量=降水-冠层截留量-地表径流量	WEP-L model

InVEST model method: 生态系统服务和权衡的综合评估模型方法 Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs model method; WEP-L model method: 应用于大型流域的水与能量交换过程的耦合模型方法 Water and Energy transfer Process in large river basin model method

1 研究区概况

渭河水源涵养区是指渭河流域华县水文站以上区域(不包括泾河流域),区域面积 6.33 万 km²,多年平均天然径流量 60.9 亿 m³,是渭河的主要水量来源区^[21]。本文所选研究区为涵养区内咸阳站以上区域(图 1),区域面积 5.13 万 km²,占涵养区面积约 81%。咸阳站多年平均实测径流量值为 37.97 亿 m³。研究区地势大致呈西部高,中部和东部较低,在南部和西部分布有秦岭和六盘山,平均海拔 1600m。区域气候属于暖温带半湿润半干旱气候,多年平均降水 556mm,多年平均气温 9.74℃,降雨量变化特征受季节影响明显,秋季降雨量最高,占全年总降雨 60%,夏季次之。

2 研究方法

2.1 InVEST 模型法

2.1.1 数据来源

利用 InVEST 模型计算水源涵养量所需数据包括高程、气象、土地利用/覆被、土壤属性和水分等。高程

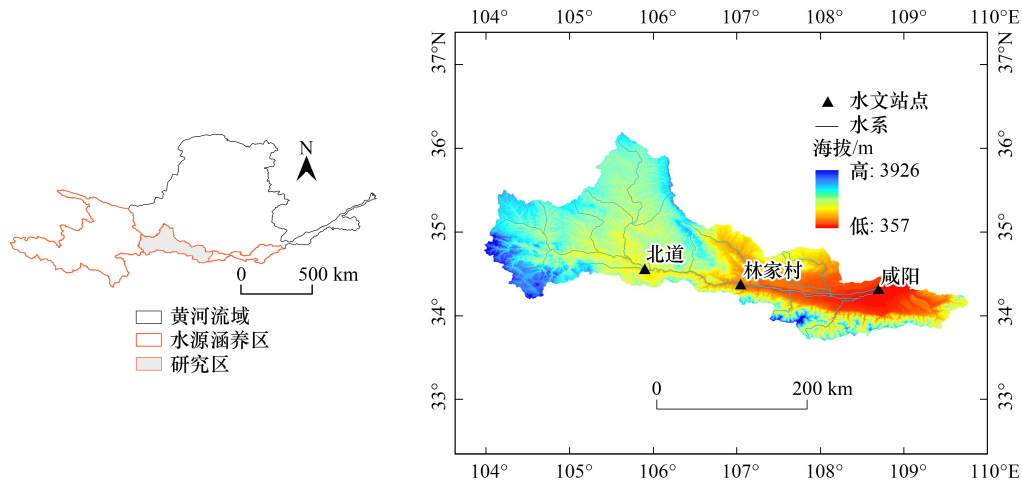


图 1 研究区位置图

Fig.1 The location map of the study area

数据来自中国科学院地理空间数据云平台 (<http://www.gscloud.cn>); 2000—2018 年期间气象数据来自中国气象数据网 (<https://data.cma.cn/>) 和部分雨量站数据, 年均潜在蒸散发值利用 Penman 和 Penman-Monteith 公式计算得到; 2000、2005、2010 和 2015 年四期土地利用数据来自中国科学院资源与环境科学数据中心网站 (<http://www.resdc.cn>); 土壤根系深度、类别、质地等特征数据来自国家冰川冻土沙漠科学数据中心的世界土壤数据库中的中国土壤数据集 (<http://www.ncdc.ac.cn/portal/>); 植物可利用水量取自 ISRIC SoilGrids250m 数据集 (<https://data.isric.org;443/geonetwork/srv/eng/catalog.search>), 该数据集包含 7 层土壤深度的植物可利用量, 通过不同深度加权平均值得到 0—2m 范围内植物可利用水量; 根系限制层深度也取自 ISRIC SoilGrids250m 数据集。所有数据都采用统一的投影坐标系 Krasovsky_1940, 空间分辨率经重采样后统一为 1km。

2.1.2 水源涵养量计算

InVEST 模型是由斯坦福大学、大自然保护协会、世界自然基金组织共同组织开发, 用于生态系统服务与权衡交易的综合评估模型^[22]。InVEST 产水量模块是基于水量平衡原理, 计算各栅格单元降水量和实际蒸散发量差值得到栅格产水量。求得产水量后, 再结合土壤饱和导水率、地形指数、流速系数计算得到栅格水源涵养量。产水量模块计算时需对模型参数 Z 值进行校正, 该值大小与区域降雨强度、地形特征以及季节性特征有关, 取值范围为 1—30。本文通过对比模拟和实测的多年产水量均值获得 Z 参数值^[23], 当 Z 参数取值为 5.3 时, 模拟的研究区 2000—2018 年产水量值与多年实测径流均值最为接近, 分别为 26.23 亿 m^3 和 26.29 亿 m^3 , 模拟误差仅为 0.2%。流速系数取自不同土壤利用类型流速系数表, 土壤饱和导水率利用 Neuro theta 软件计算获得, 地形指数利用 Arcgis 软件计算得到, 全部计算公式如下:

$$Y_{xj} = \left(1 - \frac{\text{AET}_{xj}}{P_x} \right) \times P_x \quad (1)$$

$$\frac{\text{AET}_{xj}}{P_x} = \frac{1 + \omega_x R_{xj}}{1 + \omega_x R_{xj} + \frac{1}{R_{xj}}} \quad (2)$$

$$\omega_x = Z \frac{\text{AWC}_x}{P_x} \quad (3)$$

$$R_{xj} = \frac{K_j \times \text{ET}_{0xj}}{P_x} \quad (4)$$

$$AWC_x = \min(\text{Max SoilDepth}_x, \text{RootDepth}_x) \times PAWC_x \quad (5)$$

$$WR = \min\left(1, \frac{249}{\text{Velocity}}\right) \times \min\left(1, \frac{0.9 \times TI}{3}\right) \times \min\left(1, \frac{K_{\text{sat}}}{300}\right) \times Y_{xj} \quad (6)$$

$$TI = \lg\left(\frac{\text{DrainageArea}}{\text{SoilDepth} \times \text{PercentSlope}}\right) \quad (7)$$

式中, Y_{xj} 为 j 类土地类型栅格单元 x 的产水量 (mm); AET_{xj} 为 j 类土地类型栅格单元 x 的实际蒸散发量 (mm); P_x 为栅格单元 x 的降雨量 (mm); R_{xj} 为无量纲的 Budyko 干燥指数; ω_x 为自然气候-土壤性质的非物理参数; AWC_x 为栅格单元 x 的植被有效利用水含量 (mm); Z 为 Zhang 系数, 又称季节常数; K_j 为第 j 种土地利用类型的植被蒸散系数; ET_{0xj} 为 j 类土地类型栅格单元 x 的潜在蒸散量 (mm); Max SoilDepth_x 为最大土壤深度 (mm); RootDepth_x 为根系深度 (mm); $PAWC_x$ 为植物可利用水量 (mm); WR 为水源涵养量 (mm); Velocity 为流速系数; K_{sat} 为土壤饱和导水率 (mm/d); TI 为地形指数; DrainageArea 为集水区栅格数量; SoilDepth 为土壤深度 (mm); PercentSlope 为百分比坡度。

2.2 WEP-L 模型法

2.2.1 数据来源

本文对黄河流域整体构建模型。输入数据来源为: 高程数据来自美国联邦地质调查局 USGS 的 GTOPO30 数据, 分辨率为 $30\text{m} \times 30\text{m}$, 重采样为分辨率 1km 数据; 气象数据采用 407 个国家气象站和 1245 个雨量站逐日降水、气温、湿度、风速、日照时数, 用反距离平方法将站点数据展布到子流域形心上; 土地利用数据采用中科院地理所提供的 30m 分辨率数据, 重采样为 1km 数据; 土壤及其特征信息采用全国第二次土壤普查资料; 考虑经济社会用水对自然水循环的影响, 模型还输入了黄河水利委员保存的黄河流域 119 处 66.7km^2 以上的大型灌区资料; 用水数据来自黄河水资源公报, 采用向下尺度化将省套三级区尺度数据展布到等高带; 1956—2018 年水文站逐月径流数据来自黄河年鉴。

2.2.2 WEP-L 模型计算原理

WEP-L 模型是基于二元水循环过程开发的具有物理机制的分布式水文模型, 该模型综合考虑了气象、下垫面、人类取用水、水利水保工程对水循环的影响, 可以模拟人类活动影响下的径流形成过程^[20]。模拟综合考虑了水循环和地表能量交换过程, 输出结果为水循环各通量要素值。蒸散发过程采用 Penman、Penman-Monteith 公式计算; 入渗采用 Green-Ampt 模型和 Richard 方程计算; 地表径流采用非饱和状态的达西定律和连续方程计算; 在山坡斜面土壤层进行壤中流计算; 采用 BOUSINESSQ 方程计算浅层地下水; 积雪融化过程采用温度指标法进行计算, 具体内容详见文献^[24]。

2.2.3 WEP-L 模型率定、验证

模型模拟时间为 1956—2018 年。基于水文站实测月平均流量对模型进行率定和验证, 率定期为 1957—1980 年, 验证期为 1981—2018 年, 采用 Nash 效率系数 (E_{NS}) 和相对误差 (E_R) 对模型模拟效果进行评价, 公式如下:

$$E_R = \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{\text{sim},i} - Q_{\text{obs},i})}{\sum_{i=1}^N Q_{\text{obs},i}} \times 100\% \quad (8)$$

$$E_{\text{NS}} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{\text{sim},i} - Q_{\text{obs},i})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{\text{obs},i} - \overline{Q_{\text{obs}}})^2} \quad (9)$$

式中, E_R 表示模拟月均流量与实测的相对误差, % 表示; E_{NS} 表示模拟月均流量的 Nash-Sutcliffe 效率系数; $Q_{\text{sim},i}$ 代表第 i 月模拟月均流量, m^3/s ; $Q_{\text{obs},i}$ 代表第 i 月实测月均流量, m^3/s ; $\overline{Q_{\text{obs}}}$ 代表实测月均流量的多年平

均值, m^3/s 。

模型评价结果见表 2,除林家村率定期和验证期模拟效果较差外,北道和咸阳站模拟效果较好。北道率定期模拟系数 E_{NS} 为 0.65, E_R 为 -0.7%。验证期 E_{NS} 为 0.65, E_R 系数为 -2%;咸阳率定期模拟系数 E_{NS} 为 0.8, E_R 为 -3.4%,验证期 E_{NS} 为 0.8, E_R 系数为 1%。咸阳站径流模拟在率定期和验证期 E_{NS} 均超过 0.8, E_R 均小于 5%,模型模拟效果较好,可以用于下一步水源涵养功能评估。

表 2 模型率定验证结果

Table 2 The calibration and validation results of the model

站点 Stations	率定期 E_{NS} Calibration period	验证期 E_{NS} Validation period	率定期 $E_R/\%$ Calibration period	验证期 $E_R/\%$ Validation period
北道	0.65	0.65	-0.7%	-2%
林家村	0.67	0.58	-13.6%	10%
咸阳	0.80	0.8	-3.4%	1%

E_{NS} : 纳什效率系数 Nash-Sutcliffe efficiency coefficient; E_R : 相对误差 Relative error

2.2.4 WEP-L 模型法 I

WEP-L 模型法 I 和 InVEST 模型法的评估内容相同,两种方法都是先计算降水量和蒸散发量差值得到产水量,在此基础上考虑地形指数、土壤饱和导水率、流速系数的影响得到水源涵养量。WEP-L 模型法 I 中的地形指数、流速系数、土壤饱和导水率参数的计算方法与 InVEST 模型法内容相同,公式如下:

$$WR = \min\left(1, \frac{249}{\text{Velocity}}\right) \times \min\left(1, \frac{0.9 \times TI}{3}\right) \times \min\left(1, \frac{K_{\text{sat}}}{300}\right) \times (P - ET) \quad (10)$$

$$TI = \lg\left(\frac{\text{DrainageArea}}{\text{SoilDepth} \times \text{PercentSlope}}\right) \quad (11)$$

式中, WR 为水源涵养量, mm; P 为 WEP-L 模型输出的年降水量, mm; ET 为 WEP-L 模型输出的年实际蒸散发量, mm; 其余参数含义与上文 InVEST 模型法介绍内容相同。

2.2.5 WEP-L 模型法 II

WEP-L 模型法 II 和 WEP-L 模型法 I 的评价内容完全不同, WEP-L 模型法 II 除了计算水源涵养量外,还需要利用 WEP-L 模型输出的水循环要素值对研究区 2000—2018 年水源涵养不同功能进行评估。WEP-L 模型法 II 的水源涵养量为次降水过程中降水量和地表径流量、冠层截留量的差值,如公式(12),次降水过程产生的地下径流量、地表径流量和植被蒸散发分别用于评估水源涵养的补枯、削洪、维持植被生态系统用水功能。

$$WR = \sum_{i=1}^n (P_i - R_{S_i} - E_{\text{cano}}) \quad (12)$$

式中, WR 为流域水源涵养量, mm; P_i 为流域次降水量, mm; R_{S_i} 为次降雨过程产生的地表径流, mm; E_{cano} 为次降雨过程中植被冠层截留量, mm。

3 结果

3.1 WEP-L 模型法 I 和 InVEST 模型法计算结果对比

基于相同评价内容的 InVEST 模型法和 WEP-L 模型法 I 计算所得研究区 2000—2018 年水源涵养量数值接近,多年变化趋势也基本一致(图 2)。InVEST 模型法计算得到的研究区产水量年均值为 56.54mm,水源涵养量年均值为 12.08mm (5.60 亿 m^3); WEP-L 模型法 I 计算的产水量年均值为 63.44mm,水源涵养量年均值为 12.43mm (5.76 亿 m^3),前者计算结果稍低于后者。根据李子和张艳芳等人研究结果, InVEST 模型计算所得渭河干流(面积稍大于研究区)水源涵养量为 6.88 亿 m^3 [25],与本文计算结果接近。

从空间分布来看,两种方法计算所得水源涵养量空间分布特征十分相似(图 3),低值区都分布于研究区

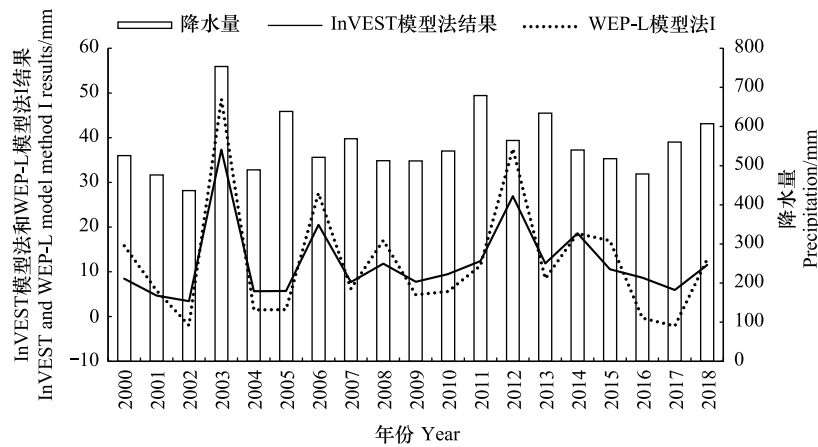


图2 基于不同方法计算的研究区2000—2018年水源涵养量

Fig.2 The water retention of the study area from 2000—2018 based on different methods

InVEST model method: 生态系统服务和权衡的综合评估模型方法 Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs model; WEP-L model method: 针对大型流域的水与能量交换过程的耦合模型方法 Water and Energy transfer Process in large river basin model method

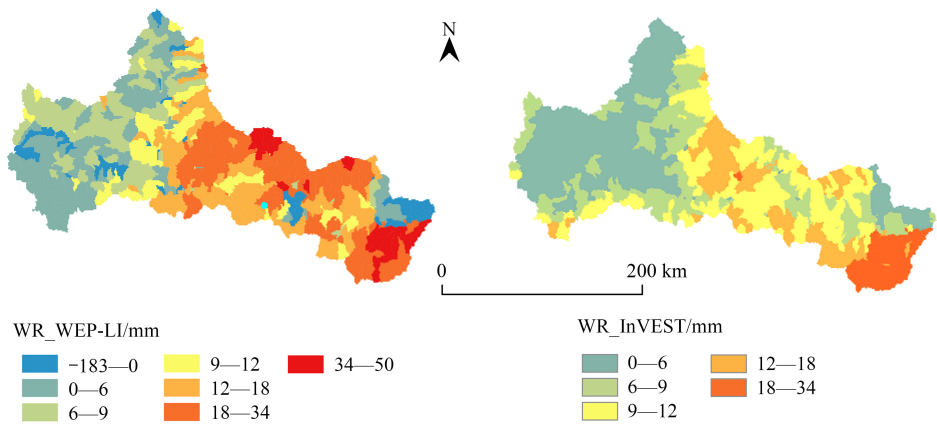


图3 基于不同方法的水源涵养量空间分布/mm

Fig.3 Spatial distributions of water retention based on different methods

WR_InVEST, 利用 InVEST 模型法计算所得水源涵养量 The water retention was calculated using the InVEST model method; WR_WEP-L I, 利用 WEP-L 模型法 I 计算所得水源涵养量 The water retention was calculated using the WEP-L model method I

西部和东北部,高值区都分布于研究区的东南部。差异地方在于,研究区北部地区 WEP-L 模型法 I 计算结果为高值,InVEST 法计算结果为低值,另外 WEP-L 模型法 I 计算结果中有负值出现,分布于研究区西部、中部和东北部的极少数地区。

3.2 WEP-L 模型法 I 和 WEP-L 模型法 II 计算结果对比

基于不同评价内容的 WEP-模型法 I 和 WEP-L 模型法 II 计算所得水源涵养量数值差异显著,研究区 2000—2018 年水源涵养量年均值分别为 12.43mm 和 432.57mm,前者明显低于后者;两种方法计算结果的多年变化趋势自 2005 年后出现明显差异,WEP-模型法 I 计算的水源涵养量高值出现年份多晚于降水量一年,而 WEP-L 模型法 II 计算的水源涵养量多年变化情况与降水量完全一致(图 4)。

从空间分布来看(图 5),两种方法计算所得水源涵养量空间分布特征大致相似,水源涵养量低值区都位于研究区的西部,高值区都位于研究区的东南部。有差异的地方在于 WEP-L 模型法 I 计算结果中北部偏高,东部偏低,东北部为低值区,而 WEP-L 模型法 II 计算结果中北部偏低,东部偏高,东北部非低值区。

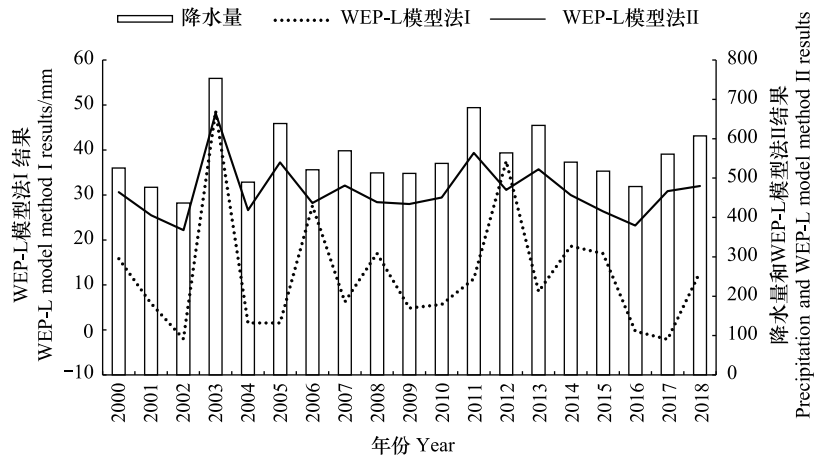


图4 基于不同方法计算的研究区2000—2018年水源涵养量

Fig.4 The water retention of the study area from 2000—2018 based on different methods

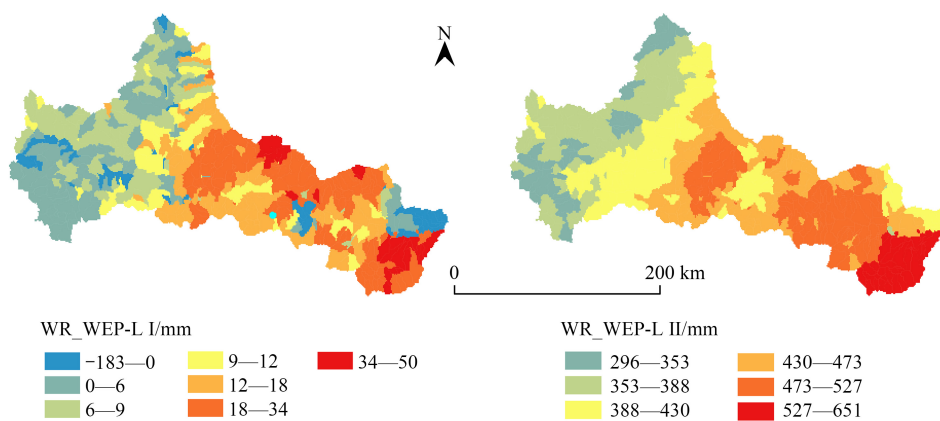


图5 基于不同方法的水源涵养量空间分布/mm

Fig.5 Spatial distributions of water retention based on two methods

WR_WEP-L II: 利用 WEP-L 模型法 II 计算所得水源涵养量 The water retention was calculated using the WEP-L model method II

3.3 水源涵养不同功能评价结果(WEP-L 模型法 II)

基于 WEP-L 模型给出植被蒸腾量、地下径流及地表径流量变化情况,可分析水源涵养不同功能(维持植被生态系统用水、补枯、削洪)变化趋势。图 6 中,研究区 2000—2018 年植被蒸腾量多年变化趋势为增加,这一时期研究区土地利用变化总体不显著,土地利用的转移方式主要为耕地向林地、草地或建设用地转出^[25],植被蒸腾量的变化主要与渭河流域实施的退耕还林、还草等措施有关。相比植被蒸腾量,地下径流量和地表径流量的多年变化趋势都表现为减少,与降水多年变化趋势相反。2005 年以前地表径流量的变化情况与降水量基本一致,2006—2010 年期间有持续下降情况。地下径流量在 2012 年以前与降水量变化情况完全相同,2012 年以后出现了明显减少情况。图 7 中的地表径流比值是地表径流和总径流之比,2000—2005 年期间地表径流比值变化趋势与降水量一致,2005 年以后两者变化趋势逐渐表现出差异:2006—2011 年期间,在降水量偏高年份,地表径流比值出现下降,应受地表径流量减少影响;2012 年以后,降水量偏高年份,地表径流比值增加则主要与地下径流的减少有关。

基于以上分析可以得出自 2005 年以后水源涵养功能发生明显变化,表现为:维持植被生态系统用水功能逐年增加;2006—2011 年期间削洪功能增加;2012 年以后补枯功能下降。根据张耀文等人的研究结果^[26],自

2005 年以来渭河流域退耕还林还草工程实施效果初步展现,流域产水量表现出夏季减少、冬季增加的消洪、补枯特征。但近年来,随植被覆盖度的持续增长,流域产水量有所减少,这些结论与本文研究结果基本一致。

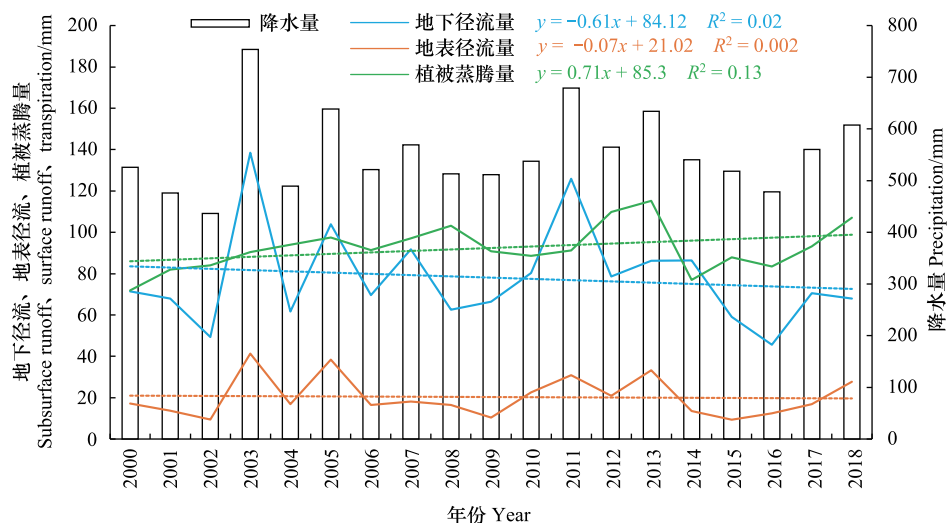


图6 基于 WEP-L 模型模拟的水循环要素多年变化情况

Fig.6 The multi-year changes in water cycle elements based on WEP-L model

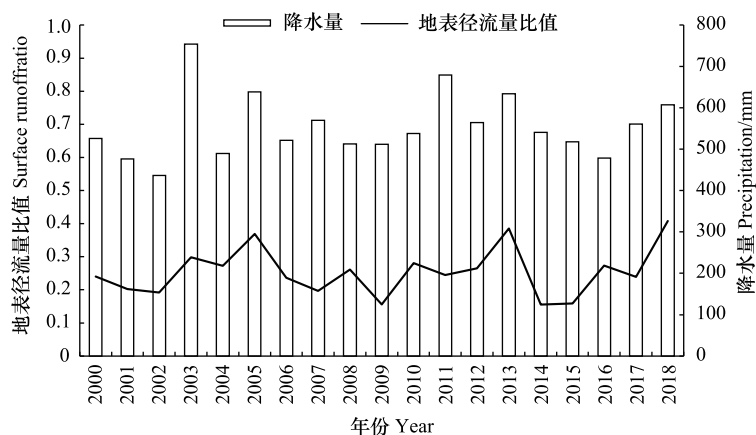


图7 基于 WEP-L 模型模拟的地表径流比值多年变化情况

Fig.7 The multi-year changes in the surface runoff ratio based on WEP-L model

4 讨论

4.1 不同方法计算结果差异原因分析

WEP-L 模型法 I 和 InVEST 模型法(基于相同评价内容的)计算结果差异主要体现在空间分布特征上,表现为两种方法计算的北部耕地单元蒸散发量差异较大。利用 InVEST 模型计算实际蒸散发量时,部分参数取值参考自相关文献^[27],没有经过参数本地化处理得到的结果可能会偏离实际情况。另外,该模型计算结果准确性主要是通过比较流域出口水文站模拟的产水量多年均值和实测情况获得,流域内部分区域的计算结果可能与实际不符;相较而言,WEP-L 模型中的所有参数具有物理意义,其值经人工调参获得,计算结果准确性主要依据流域内多个水文站模拟和实测月径流过程接近程度判断^[18]。同时,有研究表明该地区农田所处坡度较小、农作物蒸散发量偏低,再加上梯田建设有利于耕地土壤水分下渗^[28],WEP-L 模型法 I 计算的北部耕地蒸散发量小应更接近研究区的实际情况。

WEP-L 模型法 I 和 WEP-L 模型法 II(基于不同评价内容的)计算结果在数值和空间分布特征上都有明显

差异,这主要与两种方法的评价内容是否考虑蒸散发有关。从数值差异来看,WEP-L 模型法 I 是在产水量计算基础上(降水减蒸散发)考虑地形、土壤等因素得到水源涵养量。因此,降水和蒸散发量是影响 WEP-L 模型法 I 计算结果的主要因素^[29],实际蒸散发所占降水比例越大,WEP-L 模型法 I 计算得到的水源涵养量越小^[30],该方法所得水源涵养量多年变化情况与降水不一致与研究区植被蒸散发量增加有关。WEP-L 模型法 II 计算时不考虑蒸散发,其结果实质为土壤入渗量,因此该方法所得水源涵养量偏高,多年变化趋势也与降水量完全一致;从空间分布特征差异来看,由于研究区北部土地利用类型以草地和耕地为主,东部和东北部以耕地为主,而耕地蒸散发量高于草地,因此考虑蒸散发影响的 WEP-L 模型法 I 结果为北部涵养量偏高,东部偏低,东北部由于降水量较少是整个研究区的低值区。WEP-L 模型法 II 由于不考虑蒸散发影响,且梯田建设有助于耕地的地表水分下渗,因此其计算的耕地水源涵养量高于草地,最终表现为东部水源涵养量值高于北部,东北部也不是整个研究区的低值区。

以往水源涵养量评估方法多将蒸散发过程视作流域水分的耗损,不计入水源涵养量计算结果,但 WEP-L 模型法 II 考虑到流域蒸散发作用是涵养生态的体现,将蒸散发量视作水源涵养量的一部分。有研究提出从耕地利用角度来看,作物蒸腾耗散的截留降水并非水分的无效耗费,恰好体现了耕地的水源涵养能力^[31],文中提出的水源涵养量计算方法(不考虑蒸散发)以及对不同功能的定量评价体现了对水源涵养过程和功能的考虑。渭河涵养区内由于梯田建设,耕地的土壤含水率一般要高于草地和林地^[28],地表和地下水分交换也更加频繁,因此利用 WEP-L 模型法 II 所得的水源涵养能力评估结果更加合理。

4.2 水源涵养功能评估方法论述

已有研究中对水源涵养多功能评价的研究内容较少,并主要集中在水源涵养的削洪、补枯功能评价。例如,傅斌等^[32]采用综合指数法同时评估了都江堰地区的供水和减缓功能,其中供水功能由 InVEST 模型法计算的水源涵养量表示,减缓功能由植被的暴雨截留量表示;乔飞等^[33]基于 SWAT 模型分别评价了三江源地区的水资源供给、径流调节和洪水调蓄功能。狭义的水源涵养作用可理解为生态系统所发挥的促进水分均匀地进入水源或在水量少时增加水量的功能^[34],文中采用地表径流量和地下径流量作为水源涵养削洪、补枯功能评价指标较为合理。另外,考虑到半干旱地区因大面积植被恢复引起的枯季径流减少现象,本文也考虑了对维持植被生态系统用水功能的评价,以便于分析多个涵养功能之间的关系。以往研究多利用 GPP、NPP(生态系统总、净初级生产力)或植被指数等指标作为生态系统质量评估的依据^[35],本文以植被蒸腾量作为评估指标可以更好地体现维持植被生态系统用水功能。据 WEP-L 模型法 II 结果,2005—2010 年间研究区内植被蒸散发量逐渐增加、地表径流量有明显下降,但地下径流量没有明显减少,此时生态系统各项水源涵养功能之间可能表现为协同关系;2012 年以后,植被蒸散发量仍保持增加趋势,但地下径流量出现了明显减少,该阶段补枯功能和维持植被生态系统用水功能可能存在权衡关系,未来还需对以上变化机制进行深入探索。另外,涵养区以外地区还可能在水土保持和补枯功能之间的权衡,针对不同地区评价时应考虑将其纳入综合评价体系进行研究。

5 结论

本文基于 WEP-L 模型提出了一种新的水源涵养量计算方法和对不同涵养功能的综合评价方法,并对渭河流域咸阳水文站以上地区的主要水源涵养功能进行了评估。为了验证该方法的有效性,本文将该方法计算结果与 InVEST 法计算结果作了对比。为了保证结果可比性,先对比了基于相同评价内容的 WEP-L 模型法 I 和 InVEST 模型法的计算结果,再对比基于不同评价内容的 WEP-L 模型法 I 和 WEP-L 模型法 II 的计算结果。主要结论如下:WEP-L 模型法 I 与 InVEST 模型法计算结果在数值和空间分布特征上都十分接近,但由于 InVEST 模型计算时没有对参数进行本地化处理,最终得到的北部耕地水源涵养量偏低;WEP-L 模型法 I 与 WEP-L 模型法 II 计算结果在数值和空间分布特征上都表现出了明显差异,由于 WEP-L 模型法 II 将蒸散发过程视为生态涵养作用,其计算结果数值偏高,且研究区东部和东北部耕地水源涵养量较高。考虑到以上结果与该地区梯田建设导致的土壤水分含量增加、地表和地下水转化关系频繁情况相对应,本文认为 WEP-L 模型

法 II 计算结果更加合理。另外, WEP-L 模型法 II 结果表明, 自 2005 年后水源涵养功能开始发生明显变化, 2006—2010 年期间水源涵养功能整体增加, 2012 年后补枯功能有所下降, 可能与维持植被生态系统用水功能之间存在权衡关系。

总体来看, 本文提出的评价方法是基于对水源涵养过程及其功能的考虑, 可以更好地反映水源涵养内涵, 对水源涵养不同功能的综合评估有利于揭示区域主要涵养功能之间的复杂关系, 因此可利用该方法对其他区域水源涵养功能开展评估。未来还可以针对影响水源涵养功能关系的作用机制开展研究, 为探索渭河流域水源涵养能力提升途径提供依据。

参考文献 (References):

- [1] 左其亭, 王娇阳, 杨峰, 宋全香. 水源涵养相关概念辨析及水源涵养能力计算方法. 水利水电科技进展, 2022, 42(2): 13-19.
- [2] 张彪, 王爽, 李庆旭, 谢高地. 京津风沙源治理工程区水源涵养功能时空变化分析. 生态学报, 2021, 41(19): 7530-7541.
- [3] Vörösmarty C J, Green P, Salisbury J, Lammers R B. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. Science, 2000, 289(5477): 284-288.
- [4] 张昌顺, 谢高地, 刘春兰, 范娜, 王小昆. 基于水源涵养参照系的中国生态系统水源涵养功能优劣评估. 生态学报, 2022, 42(22): 9250-9260.
- [5] 余新晓, 周彬, 吕锡芝, 杨之歌. 基于 InVEST 模型的北京山区森林水源涵养功能评估. 林业科学, 2012, 48(10): 1-5.
- [6] 张彪, 李文华, 谢高地, 肖玉. 森林生态系统的水源涵养功能及其计量方法. 生态学杂志, 2009, 28(3): 529-534.
- [7] Zhang L, Dawes W R, Walker G R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research, 2001, 37(3): 701-708.
- [8] 吕一河, 胡健, 孙飞翔, 张立伟. 水源涵养与水文调节: 和而不同的陆地生态系统水文服务. 生态学报, 2015, 35(15): 5191-5196.
- [9] Xiao Y, Ouyang Z Y. Spatial-temporal patterns and driving forces of water retention service in China. Chinese Geographical Science, 2019, 29(1): 100-111.
- [10] 夏露, 宋孝玉, 符娜, 李怀有, 李桂林. 黄土高塬沟壑区绿水对土地利用和气候变化的响应研究——以南小河沟流域为例. 水利学报, 2017, 48(6): 678-688.
- [11] 孙阁, 张槽, 王彦辉. 准确理解和量化森林水源涵养功能. 生态学报, 2023, 43(1): 9-25.
- [12] Andréassian V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. Journal of Hydrology, 2004, 291(1/2): 1-27.
- [13] Hua F Y, Bruijnzeel L A, Meli P, Martin P A, Zhang J, Nakagawa S, Miao X R, Wang W Y, McEvoy C, Peña-Arancibia J L, Brancalion P H S, Smith P, Edwards D P, Balmford A. The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. Science, 2022, 376(6595): 839-844.
- [14] Zhou G Y, Xia J, Zhou P, Shi T T, Li L. Not vegetation itself but mis-revegetation reduces water resources. Science China Earth Sciences, 2021, 64(3): 404-411.
- [15] Zhang M F, Wei X H. Deforestation, forestation, and water supply. Science, 2021, 371(6533): 990-991.
- [16] 徐子萱, 郑华, 马金峰. 水文模型在生态系统水文服务评估中的应用综述. 水生态学杂志, 2021, <https://doi.org/10.15928/j.1674-3075.202212290515>.
- [17] 岁姚炳, 牛存稳, 贾仰文, 燕翔, 王东东. 黄河水源涵养区近 60 a 降水、气温和径流演变及其对水源涵养的影响. 山地学报, 2023, 41(1): 41-55.
- [18] 贾仰文, 王浩, 王建华, 罗翔宇, 周祖昊, 严登华, 秦大庸. 黄河流域分布式水文模型开发和验证. 自然资源学报, 2005, 20(2): 300-308.
- [19] 苏辉东, 贾仰文, 刘欢, 李耀军, 杜军凯, 牛存稳, 甘永德, 曾庆慧. 基于 WEP-L 模型的寒区流域径流演变模拟及归因分析. 冰川冻土, 2021, 43(5): 1523-1530.
- [20] 周祖昊, 刘佳嘉, 严子奇, 王浩, 贾仰文. 黄河流域天然河川径流量演变归因分析. 水科学进展, 2022, 33(1): 27-37.
- [21] 王国庆. 黄河流域水源涵养区界定. 水文, 2022, 42(2): 65.
- [22] 唐尧, 祝炜平, 张慧, 宋瑜. InVEST 模型原理及其应用研究进展. 生态科学, 2015, 34(3): 204-208.
- [23] 吴娜, 宋晓谕, 康文慧, 邓晓红, 胡想全, 石培基, 刘玉卿. 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, 2018, 38(7): 2512-2522.
- [24] 贾仰文, 王浩. 分布式流域水文模型原理与实践. 北京: 中国水利水电出版社, 2005: 129-131.
- [25] 李子, 张艳芳. 基于 InVEST 模型的渭河流域干支流生态系统服务时空演变特征分析. 水土保持学报, 2021, 35(4): 178-185.
- [26] 张耀文, 张勃, 姚荣鹏, 王立兵. 2000—2020 年渭河流域植被覆盖度及产水量时空变化. 中国沙漠, 2022, 42(2): 223-233.
- [27] 李莹莹, 马晓双, 祁国华, 吴艳兰. 基于参数本地化 InVEST 模型的安徽省水源涵养功能研究. 长江流域资源与环境, 2022, 31(2): 313-325.
- [28] 王国梁, 刘国彬, 党小虎. 黄土丘陵区不同土地利用方式对土壤含水率的影响. 农业工程学报, 2009, 25(2): 31-35.
- [29] 龚诗涵, 肖洋, 郑华, 肖焱, 欧阳志云. 中国生态系统水源涵养空间特征及其影响因素. 生态学报, 2017, 37(7): 2455-2462.
- [30] 吕乐婷, 任甜甜, 孙才志, 郑德凤, 王辉. 1980—2016 年三江源国家公园水源供给及水源涵养功能时空变化研究. 生态学报, 2020, 40(3): 993-1003.
- [31] 陈丽, 郝晋珉, 陈爱琪, 李牧, 高阳, 管青春, 王宏亮. 基于二元水循环的黄淮海平原耕地水源涵养功能研究. 生态学报, 2017, 37(17): 5871-5881.
- [32] 傅斌, 徐佩, 王玉宽, 彭怡, 任静. 都江堰市水源涵养功能空间格局. 生态学报, 2013, 33(3): 789-797.
- [33] 乔飞, 富国, 徐香勤, 安立会, 雷坤, 赵健, 郝晨林. 三江源区水源涵养功能评估. 环境科学研究, 2018, 31(6): 1010-1018.
- [34] A.A. 莫尔察诺夫, 杨山. 森林的水源涵养作用. 林业科学, 1960(2): 161-174.
- [35] 何念鹏, 徐丽, 何洪林. 生态系统质量评估方法——理想参照系和关键指标. 生态学报, 2020, 40(6): 1877-1886.