

基于 InVEST 模型的石羊河上游产水量驱动因素识别

赵亚茹¹ 周俊菊^{1,4*} 雷 莉² 向 鹏¹ 黄美华¹ 冯 炜¹ 朱国锋^{1,5} 魏 伟¹
王静爱^{3*}

(¹西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070; ²甘肃省水利厅石羊河流域管理局, 甘肃武威 733000; ³北京师范大学地理科学学部, 北京 100875; ⁴甘肃省土地利用与综合整治工程研究中心, 兰州 730070; ⁵中国科学院寒区旱区环境与工程研究所冰冻圈科学国家重点实验室, 兰州 730000)

摘 要 石羊河流域地处中国西北内陆, 水资源匮乏, 环境问题突出, 是典型生态脆弱区, 对其上游产水过程的研究将为区域生态系统服务可持续发展提供科学依据。基于 InVEST 模型, 以 1986、2000、2010 和 2015 年土壤、气象及土地利用数据作为输入, 对石羊河上游近 30 年产水量进行评估, 并应用情景模拟法探讨其对气候和土地利用变化的响应。结果表明: 石羊河上游产水高值区集中在西部和西南部, 八大水系中, 西营河的产水深度 (220.97 mm) 最大且产水能力 (46.05%) 最强; 各土地利用类型中产水能力最强的是未利用地 (55.49%), 其次分别为草地 (34.52%)、耕地 (33.27%) 和林地 (31.59%)。1986—2015 年石羊河上游产水量呈现先增后减再缓升的变化特征, 八大水系变化特征差异显著。气候变化是影响产水量变化的主要因素, 降水对其影响最为明显; 土地利用变化主要通过改变下垫面状况影响实际蒸发量, 从而影响产水量。

关键词 产水量; InVEST 模型; 气候变化; 土地利用变化; 石羊河上游

Identification of drivers for water yield in the upstream of Shiyang River based on InVEST model. ZHAO Ya-ru¹, ZHOU Jun-ju^{1,4*}, LEI Li², XIANG Juan¹, HUANG Mei-hua¹, FENG Wei¹, ZHU Guo-feng^{1,5}, WEI Wei¹, WANG Jing-ai^{3*} (¹College of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China; ²Management Bureau of Shiyang River Basin, Gansu Provincial Water Resources Bureau, Wuwei 733000, Gansu, China; ³Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; ⁴Gansu Engineering Research Center of Land Utilization and Comprehension Consolidation, Lanzhou 730070, China; ⁵Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China).

Abstract: Shiyang River basin, located in the inland of northwest China, is an ecologically fragile area with water shortage and prominent environmental problems. Understanding the upstream water production process of Shiyang River can provide scientific reference for regional sustainable development. Based on InVEST model, we evaluated annual water yield in the upstream of Shiyang River in the past 30 years with soil, meteorological and land use data in 1986, 2000, 2010 and 2015 as inputs and applied scenario simulation method to explore its response to climate and land use changes. The results showed that areas with high water yield in the upstream of Shiyang River were concentrated in the west and southwest regions. Among the eight major river systems, Xiyang River had the largest water yield depth (220.97 mm) and the highest water yield capacity (46.05%). The unutilized land had the highest water production capacity (55.49%), followed

by grassland (34.52%), cultivated land (33.27%), and woodland (31.59%). From 1986 to 2015, water yield in the upstream of Shiyang River showed a change pattern of increase first, then decrease, and then slow increase. The changes of the eight major river systems were significantly different. Climate change, especially precipitation change, is the main factor affecting the changes of water yield. Land use change affected actual evaporation by changing underlying surface condition, with consequence on water yield.

Key words: water yield; InVEST model; climate change; land use change; the upstream of Shiyang River.

生态系统服务是指生态系统向人类社会系统输送能源及物质,并对其产生的废弃物处以回收和转化,这直接或间接地为人类生存提供了服务资源(食物、木材、清洁空气、水等)(Liu *et al.*, 2017),在人类社会和社会经济的可持续发展中发挥着重要作用(Lang *et al.*, 2018)。产水量是流域特别是干旱地区的重要生态系统服务,对生态系统、农业、工业、人类消费、水力发电、渔业和娱乐活动至关重要(Pessacg *et al.*, 2015)。一方面,产水量影响着区域水资源的整体水平,这是人类生存和发展所必需的(Lang *et al.*, 2018),因此,产水量失衡会制约区域经济的可持续发展(Lang *et al.*, 2018)。另一方面,产水量也与区域自然地理条件和人类活动密切相关(Sun *et al.*, 2016),后者将直接影响水资源的数量(Smith, 1997)。因此,研究区域产水量变化的主要驱动因素变得十分必要,它可以对区域水资源管理的可持续发展提供理论依据(吴健等, 2017)。

模型在水生态系统服务评价中发挥着重要作用,它们可以提供一种简单的定量方法来计算各种条件的产水量(Baker *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2019)。InVEST模型能够对生态系统服务进行不同尺度的综合、动态、可视化的评估,还能把当前或未来情景下自然及社会经济等相关数据进行输入,并以该情景下各生态系统服务的空间分布及变化趋势作为输出(Su *et al.*, 2013; 黄博强等, 2015)。当前InVEST模型在国外已成功运用于许多国家和地区,如美国加利福尼亚州(Shaw *et al.*, 2011)、夏威夷(Goldstein *et al.*, 2012)、非洲坦桑尼亚(Fisher *et al.*, 2011)、西班牙地中海流域(Sánchez-Canales *et al.*, 2012)、西非科特迪瓦(Marquès *et al.*, 2013)、英国(Redhead *et al.*, 2016)、伊朗(Asadolahi *et al.*, 2018)等国家及地区的生态系统服务功能与价值评估,并取得了很好的成果。此外,众多中国学者利用InVEST模型分别对东北地区(吴健等, 2017)、山东南四湖流域(孙小银等, 2017)、三江源地区(Jiang

et al., 2016)、太湖流域(顾晋飴等, 2018)、北京贵水流域(Gao *et al.*, 2017)、中国喀斯特山地地区(Lang *et al.*, 2018)、黑河流域(张福平等, 2018)等区域的产水量或水源涵养及其空间分异特征进行了评估,模型均在各研究区得到了较好的应用效果。同时发现,该模型应用的研究区域主要集中于我国东部和西南部,在西北地区仅应用于祁连山中部的黑河流域,而位于祁连山区东部的石羊河流域的相关研究鲜有报道。

我国西北部干旱半干旱区的水资源系统,由于山区有冰川发育且降水量充足,因此为水资源集成区,而山前是相对干旱的堆积平原和盆地,为水资源消耗区(程国栋等, 2010)。石羊河流域地理位置处于中国西北内陆,是典型的生态环境脆弱区,流域水资源极其匮乏,近几年,自然变化和人类活动共同的影响,特别是中游耕地灌溉用水的增加和下游生态环境的恶化,使得整个流域水资源矛盾日益加剧。因此,开展上游地区产水量变化的研究,对径流和气候的调节,以及维系整个流域生态平衡均具有极其重要的意义(张福平等, 2018)。鉴于此,基于InVEST模型的产水模块,本研究对石羊河上游产水量时空演变特征进行评估,并进一步探讨其对气候和土地利用变化的响应,旨在为流域脆弱的生态系统服务更好地适应气候变化提供科学依据,同时为生态系统服务的有效管理、保障和可持续发展提供科学参考(张福平等, 2018)。

1 研究区概况

石羊河水系发源地分布在祁连山东部的冷龙岭北坡,由东至西分别由大靖河、古浪河、黄羊河、杂木河、金塔河、西营河、东大河和西大河这8条河流,以及一些小沟渠构成,其补给来源主要为高山冰雪融水、大气降水(图1)。参考已有研究,依据流域数字高程模拟数据及水系数据,综合考量得出石羊河上游的边界范围:地处101°41'E—103°48'E, 36°29'N—

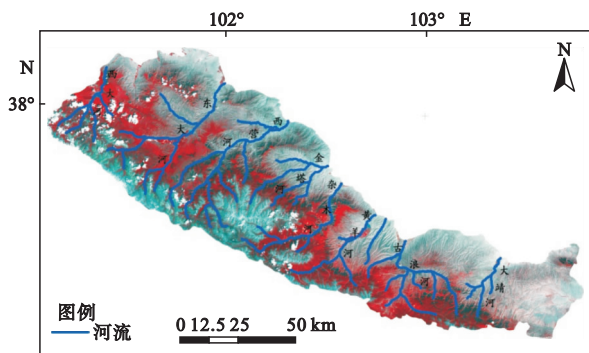


图1 研究区示意图

Fig.1 Study area

38°18'N 之间,海拔为 2000~5031 m,总面积 $1.11 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。石羊河上游属于高寒半干旱半湿润气候,海拔 2600~3200 m 处年均温 1.5~2.0 °C,年降水量可达 200 mm 以上,最高达 800 mm,蒸发量约 700 mm,相对湿度达 60%左右,无霜期约 100 d, $\geq 10 \text{ °C}$ 年积温小于 1500 °C,海拔 2000~2300 m 区域气候冷凉适合牧草生长,为农业向牧业过渡地带(张志明,2007;赵军等,2010)。

石羊河上游具有明显的植被垂直带谱。海拔 2000~2300 m 为荒漠草原-灰钙土带,植被比较稀少,主要适合旱生和超旱生的灌木、半灌木,以及一些草本植物,代表性植物:草菊、锦鸡儿、沙生针茅草;海拔 2300~3000 m 为山地草原-栗钙土带,发育典型草原土壤,植被主要是中生或旱生的草本植物,代表性植物:金露梅、冰草、大针茅等;海拔 2500~3300 m 为山地森林草原-山地森林褐土带,其阳坡半阳坡分布有草原,而阴坡半阴坡分布有针叶林,主要植被类型是青海云杉和祁连圆柏,代表性草本植物:早熟禾、松草、火绒草等;海拔 2900~3800 m 为高山灌丛草甸-高山灌丛草甸土带,代表性植物:大叶杜鹃、金露梅、百里香杜鹃等;海拔 3400~3900 m 为高山草甸-高山草甸草原土带,其土壤水分充足,植物以中生、湿生、一年生或多年生草本植物为主,代表性植物:猪芽蓼、矮松草和线叶松草;海拔 3800~4200 m 为高山寒漠草甸-粗骨土带,植物分布非常稀少,主要为低等植物,例如雪莲、红景天和苔藓;海拔 4200 m 以上为冰川雪山-高山寒漠土带(陈隆亨等,1992)。

2 数据与方法

2.1 研究方法

2.1.1 产水模型 本文运用 InVEST 模型中的产

水量模块主要依据水量平衡原理,由各单元的降水量减去实际蒸散发量即得到该单元产水量。具体计算如下:

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

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

$$\omega_x = Z \frac{AWC_x}{P_x} \quad (3)$$

$$R_{xj} = \frac{K_{xj} ET_{0x}}{P_x} \quad (4)$$

式中, Y_{xj} 表示土地覆被 j 类单元 x 的产水量; AET_{xj} 表示土地覆被 j 类单元 x 的年实际蒸散发量; P_x 表示单元 x 的年降水量。 R_{xj} 是潜在蒸散发与降水量的比值。 ω_x 是用来表达气候与土壤属性关系的非物理参数。 AWC_x 表示植物有效利用含水量(单位 mm),其值由土壤质地和有效土壤深度来确定。 Z 即 Zhang 系数, Zhang 系数是表示研究区域降水特征的常数,范围为 1~10。降水较集中在冬季的区域, Z 值接近 10;降水均匀或降水较集中在夏季的湿润地区, Z 值接近 1;而降水量相等的地区,降水事件越频发, Z 值越大。不同的区域对应不同的系数,因此对研究区 Zhang 系数进行校验,获得该区域的 Zhang 系数是模型率定的关键。 ET_{0x} 表示单元 x 的潜在蒸散发量(单位 mm), K_{xj} 表示某植被类型的蒸散系数。

2.1.2 潜在蒸散发量计算 潜在蒸散发量 (ET_0) 的计算可以确定 InVEST 模型估算产水量值的精确度,国际上一般用机理模型来计算,其模型多达数十种,其中最常用的是 Penman 模型、Thornthwaite 模型和 Selianinov 模型(吴绍洪,2005)。1981 年 Monteith 对 Penman 模型进行了修正,根据植被的生理特性引入表面阻力的概念(Monteith,1981)。1998 年联合国粮食和农业组织(FAO)对 Penman-Monteith 模型进行了订正(Allen-Wardell *et al.*,1998)。根据美国与欧盟的比较研究,P-M 模型在湿润和干旱条件下均是相对准确的,因此在国内外得到广泛应用(张明军等,2009)。对于气象数据匮乏情况下的 ET_0 计算,FAO 又推荐了 Hargreaves 公式(简称 H 公式)估算 ET_0 ,但已有大量研究成果表明该公式在不同区域计算 ET_0 时存在偏小或偏大的现象,所以在某一区域应用该公式时必须对其结果进行校

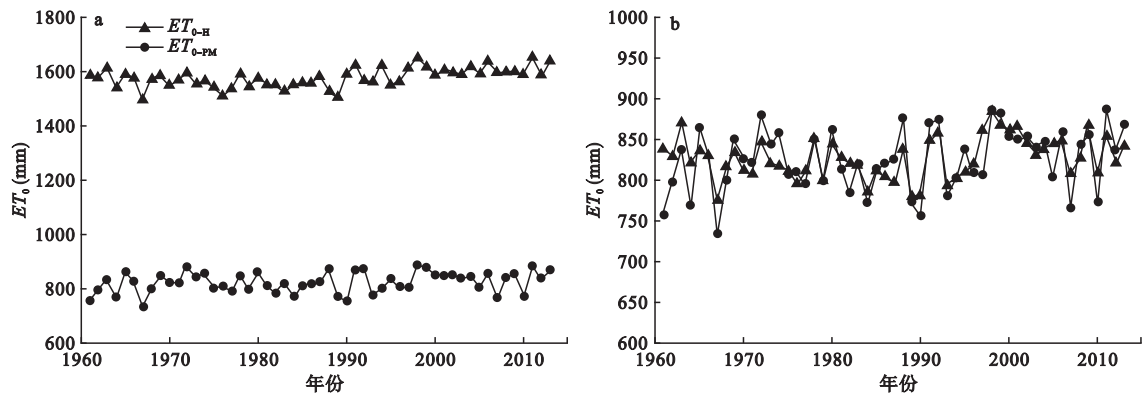


图 2 校正前 (a) 和校正后 (b) 乌鞘岭气象站的潜在蒸散发量
Fig.2 Potential evapotranspiration of Wushaoling Meteorological Station before (a) and after correction (b)

正(冯克鹏等, 2014)。本文利用乌鞘岭站 1961—2015 年的逐日气象资料, 以 P-M 公式为标准, 对 H 公式在石羊河上游的应用结果进行校正, 从而得到更加精准的 ET_0 。

从图 2a 可以看出, 分别以 P-M 公式和 H 公式计算得到的年潜在蒸散发量具有相似的变化趋势, 且 ET_{0-H} 明显高于 ET_{0-PM} 。为了使 H 公式更加精确地估算 ET_0 , 本文利用以上 2 种方法计算得到的结果, 建立回归方程:

$$ET_{0-PM} = 0.404ET_{0-H} + 0.493 \tag{5}$$

通过回归方程得到的结果和以 P-M 公式所得的结果作对比(图 2b), 发现两者绝对偏差在 $-45.83 \sim 73.12$ mm, 相对偏差在 $-5.1\% \sim 9.7\%$ 。又经过 T 检验发现, $t = 0.179t_{0.05} = 6.87$, 说明以 ET_{0-H} 为自变量建立的回归方程计算结果, 与 ET_{0-PM} 没有显著差异, 因此认为该回归方程可用于替代 P-M 公式在本研究区石羊河上游应用。

2.1.3 产水系数 降水是产流形成的基础, 是流域水资源最直接的来源、最关键的影响因素, 降水的变化将直接影响流域的水文过程和水资源总量(张利利, 2017)。本文试引入产水系数来作为降水转化为产水量的效率值, 同时在不同时空尺度上对产水系数进行对比。公式如下:

$$C = \frac{W}{P} \times 100\% \tag{6}$$

其中, C 表示产水系数(%); W 表示产水深度(mm); P 表示降水量(mm)。

2.1.4 情景模拟法 假设在理论情景下, 土地利用在过去的一段时间内没有发生变化, 这种情景下模拟出的产水量现状, 即为模拟情景下的产水量; 模拟情景下的产水量与实际情景下的产水量的差异就是

土地利用/覆被变化对产水量产生影响的变量, 简称土地利用/覆被变化的影响量; 实际情景下产水量的总变化量与土地利用/覆被变化影响量的差值即为气候变化对产水量的影响量, 称为气候变化影响量(张利利, 2017)。在这里我们分别假设 1986—2000、2000—2010 和 2010—2015 年的土地利用/覆被没有发生任何变化, 从而得出 2000、2010 和 2015 年的模拟产水量, 并通过以下公式分别计算气候与土地利用变化对产水量的影响量。

$$\Delta W_L = \Delta W_0 - \Delta W_S \tag{7}$$

$$\Delta W_C = \Delta W_T - \Delta W_L \tag{8}$$

式中, ΔW_L 是土地利用变化影响量, ΔW_S 为模拟产水量; ΔW_0 为实际产水量; ΔW_C 为气候变化影响量; ΔW_T 为实际产水量的总变化量, 即在土地利用变化和气候变化双重影响下的产水变化量。

2.2 数据来源和处理

由于输入模型的数据具有严格的标准要求, 因此在运行 InVEST 模型产水模块前, 首先需要处理大量的基础数据, 而后运用 ArcGIS 10.4 将基础数据处理成模型默认的空间栅格/矢量格式。InVEST 模型产水模块需要输入的基础数据, 具体情况如表 1 所示。

表 1 InVEST 产水模块基础数据收集情况
Table 1 Basic data collection of InVEST water yield model

数据类型	分辨率/比例/尺度	格式	数据描述	数据来源
气象	日格点数据	格点	降水、气温	中国气象科学数据共享服务网
DEM	90 m×90 m	栅格	数字高程模型	地理空间数据云网站
土地利用	30 m×30 m	矢量	土地利用类型	中国遥感卫星地面站接收的美国 Landsat/TM 遥感影像数据
土壤	1 : 100 万	栅格	土壤质地、土壤深度	寒区旱区数据中心

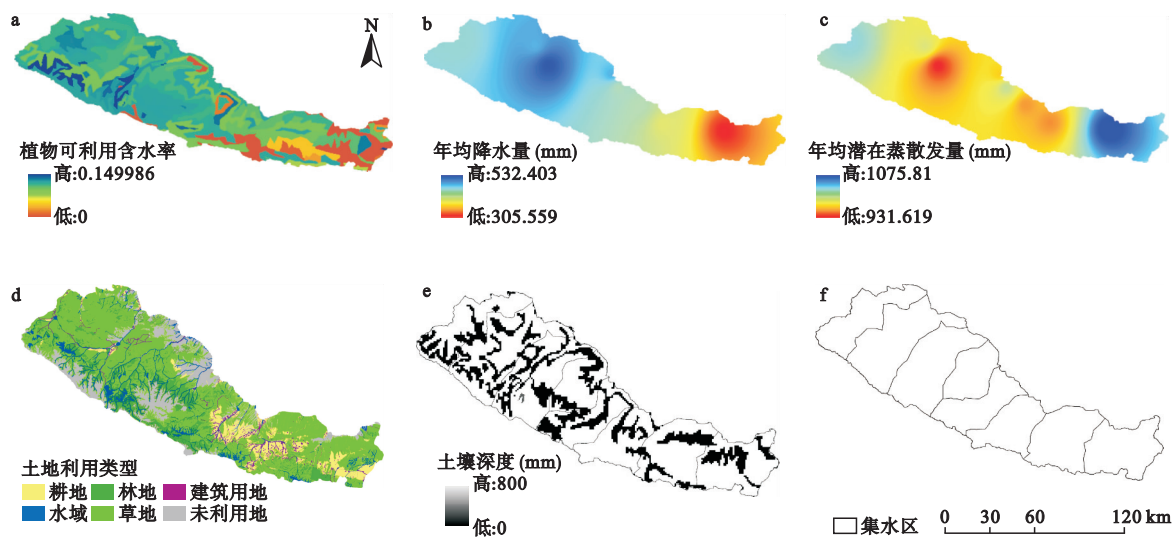


图3 输入 InVEST 产水模型各参数空间分布图——以 2015 年为例
Fig.3 The parameters of spatial distribution in InVEST water yield model-Taking 2015 as an example

1) 土地利用/覆被数据,首先应用 ENVI 4.7 对遥感影像图进行预处理,通过 ArcGIS 10.4 对其进行人工目视解译,并对照地形图和高分辨率影像图,检查修正解译结果。最后确定人工目视解译的平均精确度>90%(图 3d)。

2) 气象数据,年降水量通过下载自气象数据网的中国地表日值降水 $0.5^{\circ}\times0.5^{\circ}$ 格点数据集计算得到,最后利用反距离权重插值法 (IDW) 对降水数据进行空间插值获得 (图 3b)。年潜在蒸散发量主要运用 1986、2000、2010、2015 年石羊河上游 13 个格点的日值最高、最低气温数据,并应用修正模型对 H 公式计算的结果进行校正后计算得到,通过 IDW 获得研究区面状栅格数据 (图 3c)。

3) 植物可利用含水率 (PAWC) 可表示为田间蓄水量与永久性萎靡系数之间的差值,田间蓄水量 (FMC) 和萎靡系数 (WC) 分别可由下式计算得到 (Gupta *et al.*, 1979) :

$$FMC=0.003075\times Sand+0.005886\times Silt+0.008039\times Clay+0.002208\times OM-0.14340\times BD \tag{9}$$

$$WC=-0.000059\times Sand+0.001142\times Silt+0.005766\times Clay+0.002228\times OM+0.02671\times BD \tag{10}$$

其中, BD 、 OM 、 $Sand$ 、 $Clay$ 和 $Silt$ 分别是土壤容重 ($g\cdot cm^{-3}$)、有机质含量 (%)、砂粒含量 (%)、黏粒含量 (%) 和粉粒含量 (%)。

4) 土壤深度数据下载自兰州寒区旱区科学数据中心第二次土壤调查数据库,通过属性空间栅格之后获得。石羊河上游的 PAWC 和土壤深度分布如

图 3a、3e 所示。

5) 集水区是指被分水岭所包围的集水流域,内部包含若干个互不嵌套的子流域。利用 ArcGIS 水文分析模块的工具,根据流域与子流域的边界将研究区 DEM 数据分割成小流域,本研究区共产生 8 个子流域 (图 3f)。模型需要输入的各土地利用/覆被类型的相关参数如表 2 所示。

3 结果与分析

3.1 模型率定

将 InVEST 模型所需数据按要求输入模型,其运行结果受 Zhang 系数的影响,本文将可能的 Zhang 系数依次输入模型,获得不同 Zhang 系数下的产水量。结果发现,随着 Zhang 系数的增加,产水量呈现减少趋势,将不同 Zhang 系数下的产水量与自然径流量作比较,差异较小时,所对应的 Zhang 系数即为本研究的参数值。

从流域的水量平衡来看,径流量的大小主要取决于降水量和蒸发量的大小。借鉴刘昌明等 (1993) 提出的建立年径流量 (R)、年降水量 (P) 和年潜在蒸散发量 (ET_0) 关系的一般思路,构建出气候变化对径流的驱动模型:

$$R=e^{\alpha}P^{\beta}ET_0^{\gamma} \tag{11}$$

式中, α 、 β 和 γ 均表示待定参数。把 (11) 式的两边分别取以对数计算,根据受人类活动影响相对较弱的自然时期 (1956—1970 年) 的降水量、潜在蒸散发量和径流量数据,利用 SPSS 进行参数评估得到 α 、 β

表 2 输入 InVEST 产水模块的各土地利用类型生物物理参数表

Table 2 Biophysical parameters of land use types in InVEST water yield model

I 级	II 级	Kc	Root_depth (mm)	LULC_veg
林地	林地(乔木)	1	7000	1
	疏林地	0.8	5100	1
	灌木林地	0.9	5000	1
草地	高覆被草地	0.85	2600	1
	中覆被草地	0.65	2600	1
	低覆被草地	0.65	2600	1
水域	河渠	1	1	0
	水库坑塘	1	1	0
	冰川及永久性积雪	0.5	1	0
	河滩地	1	1	0
建筑用地	城镇用地	0.3	1	0
	农村居民地	0.2	1	0
	工矿和交通地	0.2	1	0
未利用地	沙地	0.2	1	0
	戈壁	0.2	1	0
	盐碱	0.2	1	0
	沼泽	1	3000	0
	其他	0.2	1	0
耕地	山区旱地	0.65	2100	1
	丘陵旱地	0.65	2100	1
	平原旱地	0.65	2100	1

Kc 是每一土地利用/覆被类型的植被蒸散系数;Root_depth 是土地利用/覆被为植被类型的最大根系深度,以整数表示,单位 mm;LULC_veg 是包含采用何种实际蒸散量公式的信息,具有植被(除了湿地)土地利用/覆被赋值为 1,其他赋值为 0。

和 γ ,从而构建出上游降水量和潜在蒸散发量对径流量的气候驱动模型:

$$R=1823010.84P^{1.099}ET_0^{-2.689}$$

(12)

已知 1986 年的年降水量和年潜在蒸散发量,通过(12)式可得 1986 年的自然径流量为 $12.598\times10^8\text{ m}^3$ 。如图 4 显示,通过多次调整 Zhang 系数下计算得到的产水量与自然径流量的比较可以看出,当

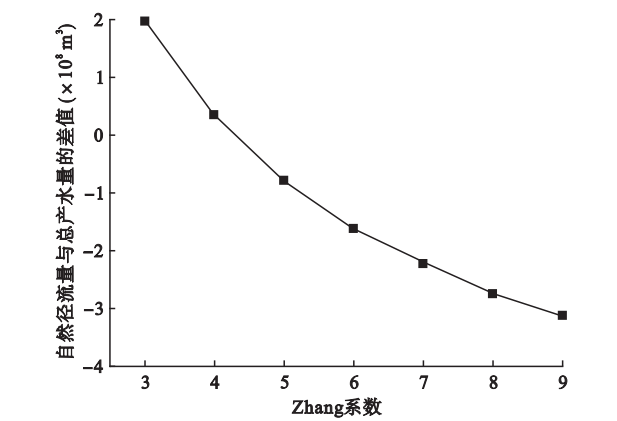


图 4 自然径流量与总产水量的差值
Fig.4 Difference between natural runoff and total water yield

Zhang 系数在 4~4.5 时,产水量与自然径流量之间的差值最小,其模拟效果最好。因此,将本研究的 Zhang 系数取值为 4.1。

3.2 石羊河上游产水量时空变化特征

应用 InVEST 模型产水模块对石羊河上游产水情况进行评估,结果见表 3、图 5 和图 6。

从表 3 可以发现,石羊河上游产水量变化有以下总体特征:(1)石羊河上游平均产水深度为 $146.59\text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$,占年降水总量的 33.67%,平均总产水量为 $16.32\times10^8\text{ m}^3$ 。(2)1986—2015 年石羊河上游产水深度、总产水量和产水系数均呈现先增加再减小后缓升的变化特征。

从图 5 可以看出,石羊河上游不同时期的产水深度空间分异格局变化不大,整体显示出一定的规律性。空间上,产水高值区主要集中在研究区域的西部、西南部,多年平均产水深度在 150~200 mm。这种分布格局与区域年平均降水量和植被分布格局存在直接关系,即年平均降水量高、植被蒸散发量低的区域,其产水能力较强(谢余初等,2017)。时间上,1986—2015 年石羊河上游 8 条河流的产水深度差异较大,其中西营河最大(220.97 mm),其次分别为杂木河(183.99 mm)、金塔河(175.09 mm)、东大河(171.24 mm)、西大河(140.01 mm)、黄羊河(125.90 mm)和古浪河(98.28 mm),大靖河的产水深度最小(75.44 mm);从产水深度的变化趋势来看,只有东大河持续增加,增加了 29.53 mm,而其他河流均呈现先增后减的趋势,其中金塔河、杂木河、黄羊河、古浪河和大靖河总体上分别减少了 12.73、4.46、33.68、12.12 和 2.25 mm,而西大河和西营河分别增加了 27.17、4.4 mm。比较发现,1986—2015 年产水深度增加最大的是东大河,减少最多的是黄羊河。

由图 6 可以看出,石羊河上游各水系产水系数差异显著,西营河产水系数最大,且产水系数存在以西营河为中心向东西两个方向逐渐递减的趋势。

表 3 石羊河上游地区产水情况时间变化
Table 3 Temporal variation of water yield in the upstream of Shiyang River

年份	产水深度 (mm)	总产水量 ($\times 10^8\text{ m}^3$)	产水系数 (%)
1986	144.53	16.97	34.39
2000	162.17	18.31	36.28
2010	136.14	14.53	32.19
2015	143.51	15.45	33.83

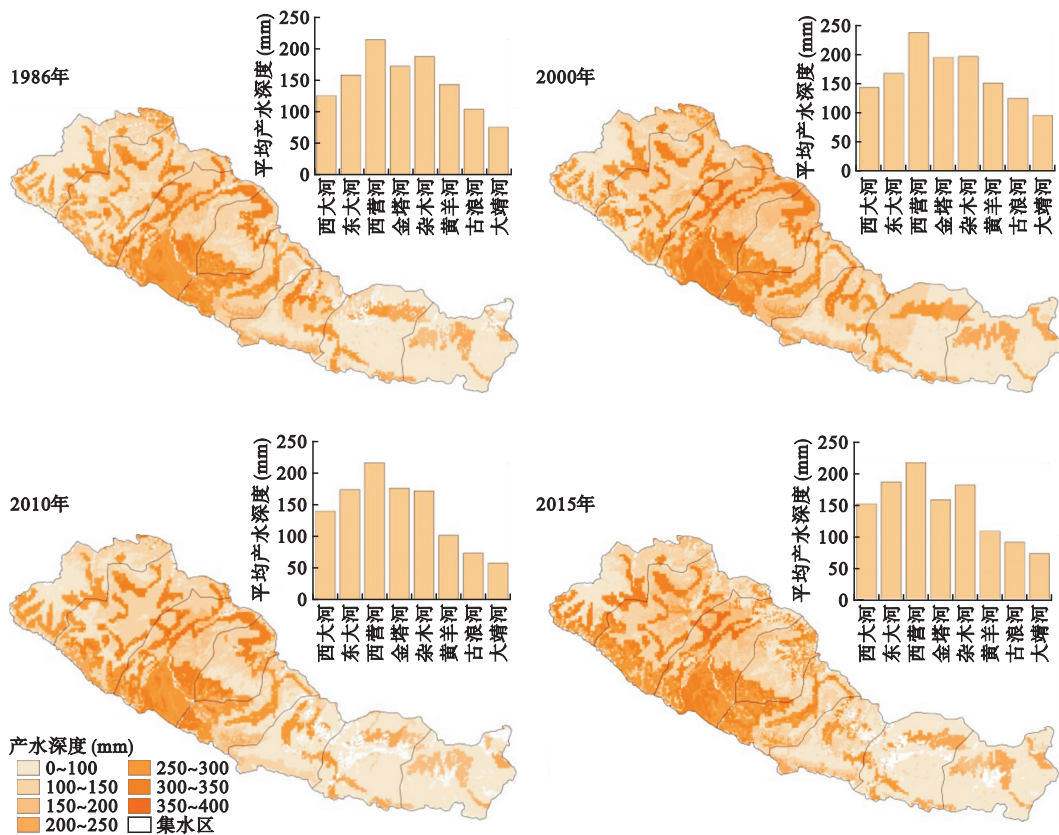


图 5 石羊河上游产水深度时空分布图

Fig.5 Spatial and temporal distribution of water-producing depth in the upstream of Shiyang River

在土地利用变化的背景下,1986—2015 年石羊河上游产水系数呈波动变化,整个变化过程中,石羊河上游东部 3 条河(黄羊河、古浪河和大靖河)的产水系数波动幅度最大;中部 3 条河(西营河、金塔河和杂木河)波动幅度较小;而西部两条河(西大河和东大河)呈增长状态。比较 1986—2015 年石羊河上游 8 条水系的产水系数发现,只有西大河和东大河 2015 年

的产水能力超过了 1986 年的水平,而其他水系 2015 年的产水能力均未达到 1986 年的水平。

1986—2015 年石羊河上游各水系产水深度和产水系数的时空分布基本一致。8 条水系中产水深度最大、产水能力最强的均为西营河。

3.3 石羊河上游不同土地利用类型产水特征

下垫面是影响产水量变化的重要因素,产水深度的空间分布与土地利用/覆被类型有关,不同土地利用类型下的产水特征变化见图 7。

由图 7 可知,石羊河上游 4 种土地利用类型中,产水深度最高的是未利用地(217.85 mm),其次分别为林地(184.62 mm)、草地(158.39 mm)和耕地(130.69 mm)。从变化趋势上可以看出,1986—2015 年石羊河上游各土地利用类型的产水深度均发生波动变化。其中草地和林地均呈先增再减后缓升的变化特征,而耕地的产水深度在持续增长,未利用地在持续减少。

产水系数可表达产水的能力,主要受下垫面和气候的影响。图 7 显示,石羊河上游不同土地利用类型的产水系数存在明显差异,其中未利用地的产

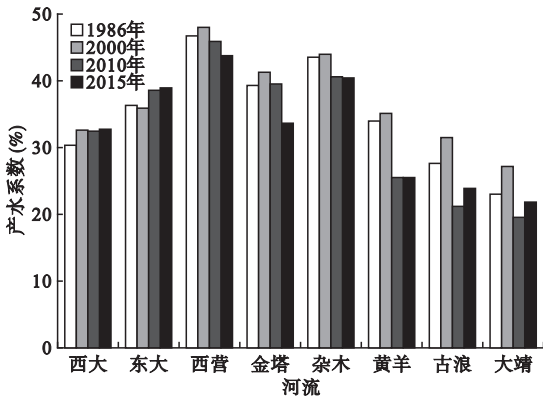


图 6 石羊河上游各水系产水系数变化

Fig.6 Variation of water yield coefficient in the upstream of Shiyang River

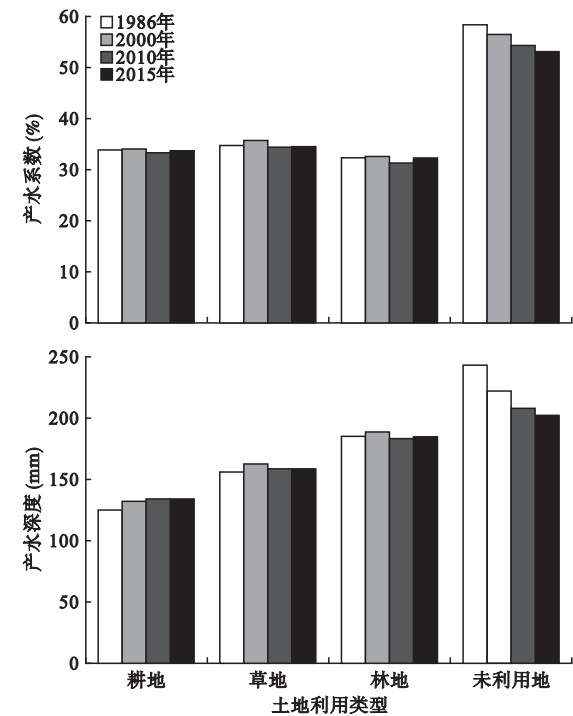


图 7 不同土地利用类型的产水情况
Fig.7 Water yield of different land use types

水系数最高 (55.49%), 其次分别为草地 (34.52%) 和耕地 (33.27%), 林地 (31.59%) 产水系数最低。

3.4 石羊河上游产水量对气候和土地利用变化的响应

气候和土地利用变化是影响产水量变化的主要因素 (Lang *et al.*, 2017)。InVEST 模型产水模块是依据水量平衡原理而研制的模型, 降水和实际蒸散发对其影响较大, 而降水是气候变化的主要构成要素, 实际蒸散发则同时受地表土地覆被类型和气候变化的影响。主要表现为: 气候变化对大气降水和蒸腾能力产生影响, 从而对产水的变化产生影响, 土地利用变化则通过土地覆被类型的变化对产水产生影响 (潘韬等, 2013)。因此, 通过情景模拟法来探讨石羊河上游产水量对气候和土地利用/覆被变化的响应。

假设在 1986—2000、2000—2010、2010—2015 年石羊河上游土地利用不发生变化背景下, 模拟出 2000、2010、2015 年石羊河上游产水深度 (W_s)。表 4 中 W_t 的正负表示实际产水深度增加或减少, W_c 和 W_L 的正负表示气候和土地利用变化促使产水深度增加或减少。

表 4 显示, 1986—2000 年实际情景下的产水深度增长了 22.94 mm, 其中气候变化促使产水深度增

表 4 石羊河上游气候与土地利用变化对产水深度的影响
Table 4 Impacts of climate and land use changes on water yield depth in the upstream of Shiyang River

年份	W_0 (mm)	W_s (mm)	W_t (mm)	W_L (mm)	W_c (mm)	W_c/W_L
1986—2000	167.47	164.08	22.94	3.39	19.55	5.77
2000—2010	141.34	145.06	-26.13	-3.72	-22.42	6.03
2010—2015	149.75	160.06	8.41	-10.31	18.72	-1.82

W_0 : 实际产水量; W_s : 模拟产水量; W_L : 土地利用变化影响量; W_c : 气候变化影响量; W_t : 实际产水量的总变化量, 即在土地利用变化和气候变化双重影响下的产水变化量。

加了 19.55 mm, 贡献率为 85.22%; 而土地利用变化促使产水深度增加了 3.39 mm, 贡献率占 14.78%。说明 1986—2000 年气候、土地利用变化对产水深度的增加均具有正向促进作用, 而气候变化影响量是土地利用变化影响量的 5.77 倍, 表明 1986—2000 年气候变化对产水量的影响起主导作用。

2000—2010 年实际产水深度减少了 26.13 mm, 模拟结果显示, 气候变化导致产水深度减少了 22.41 mm, 贡献率为 85.76%; 而土地利用变化导致产水深度减少了 3.72 mm, 贡献率为 14.24%。说明 2000—2010 年气候、土地利用变化对产水深度的减少亦起到正向促进作用, 其气候变化影响量是土地利用变化影响量的 6.03 倍, 表明 2000—2010 年石羊河上游产水量变化主要受气候变化的影响, 而土地利用/覆被变化对其影响较小。

2010—2015 年实际产水深度增加了 8.41 mm。模拟结果显示, 土地利用变化致使产水深度减少了 10.31 mm, 其贡献率为 -122.59%; 气候变化促使产水深度增加了 18.72 mm, 其贡献率为 222.59%。这说明气候变化对产水深度的增加起正向促进作用, 而土地利用变化对产水深度的增加起反向抑制作用, 其正向促进作用是反向抑制作用的 1.82 倍, 表明 2010—2015 年石羊河上游产水量变化受气候因素的影响最大, 土地利用变化的影响次之。

从图 8 可以看出, 石羊河上游 1986—2015 年不同土地利用类型的面积占比存在显著差异。耕地和未利用地的面积呈现先增后减的起伏变化, 林地、草地和水域则呈先减后增的现象, 而建筑用地呈持续增加的变化趋势。在 1986—2000 年, 耕地、未利用地以及建筑用地的面积占比分别增加了 1.10%、0.03% 和 0.23%。这个时期耕地的快速增加主要以草地、林地的减少为代价, 尤其是草地的减少最为明显, 面积占比降低了 1.09%。在 2000—2010 年和 2010—2015 年这两个时期, 林地、草地和水域面积

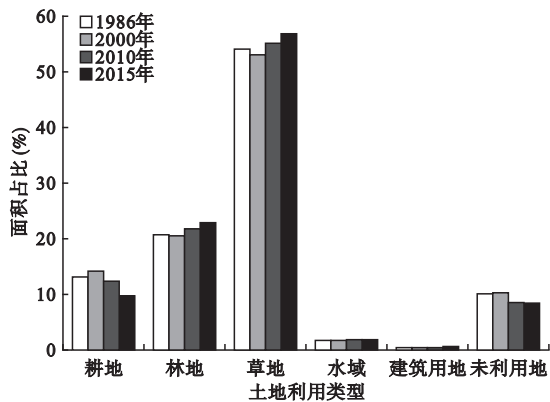


图8 石羊河上游不同时期下土地利用的面积变化

Fig.8 Area change of land use in the upstream of Shiyang River in different periods

均有所增加,耕地减少最明显,因此林地和草地面积的增加主要来自耕地的转换。

综合分析可知:1986—2000 年土地利用/覆被变化有助于产水量的增长;而 2000—2010 年、2010—2015 年这两个时期的土地利用/覆被变化在促使产水量的减少。石羊河上游产水量变化与耕地、未利用地面积变化的关系呈正相关,与林地、草地面积变化的关系呈负相关,表明不同时期不同土地利用变化对产水量的影响不尽相同。而石羊河上游产水量变化与气候变化影响量较一致,所以气候变化是影响石羊河上游产水量变化的主导因素,在气候变化的大背景下,我们应该更加关注流域气候变化对水资源的影响。

4 讨论

4.1 产水量及其驱动因素

本文从多个尺度对石羊河上游产水量的时空格局进行了探讨分析,对上游产水量有了较全面的认识,研究表明气候变化是影响产水量变化的主导因素,其中降水对其影响最为显著,并呈现正相关关系,这与许多研究(Jiang *et al.*, 2016; Lang *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2019) 结论一致。Yang 等(2019)通过敏感性分析,得出 InVEST 产水模型对降水参数非常敏感,在敏感性较高的流域,降水的变化会导致产水量的显著变化。Lang 等(2017)通过量化土地利用和气候变化对水产量的影响,认为降水量对产水量变化的贡献率最大,占 97.44%。而刘娅等(2015)、刘军会等(2009)分别对京津冀和青藏高原地区的产水量进行研究,结果表明,实际蒸散量和降水量综合影响区域产水量的变化。

产水量是区域水循环过程中综合考虑收(降水)和支(实际蒸散发)平衡的结果,因此产水量和产水能力的大小还受该区域降水、实际蒸散发以及二者之间平衡关系的影响,而降水和实际蒸散发,特别是实际蒸散发除了受气象因素(气温、风速、相对湿度和日照时数等)影响外,还直接受制于下垫面土地利用/覆被的影响。土地利用/覆被对实际蒸散发的影响主要通过改变下垫面状况,从而影响产水量(Lang *et al.*, 2017)。张福平等(2018)对黑河流域上游产水量的研究发现,随着水热条件的转化,土地覆被、土壤的物理特性等也会相继发生变化,进而通过改变地表粗糙度、地表的土壤环境来影响区域实际蒸散发和产水量的变化。潘韬等(2013)对三江源地区生态系统服务产水量的研究,认为土地利用变化会导致地表反照率、局部水汽循环及地表径流的变化,进而影响区域气候,从而影响产水量。

本文引用产水系数来表示产水能力,结果发现,石羊河上游未利用地的产水能力最强,其次为草地和耕地,林地产水能力最弱,主要是由土地利用/覆被变化的复杂性决定。林地较深的根系可以有效地拦截降水,同时具有强大的蒸腾作用,故林地产水量较少,耕地或草地转化为林地会减少产水量。耕地根系浅,截留能力较弱,此外,作物的生长还会消耗一定的水分;而林地根系更深,消耗的水量也比耕地要大;草地在一定程度上也截留部分降水,但其强度较耕地弱;相比之下,未利用地只能过滤小部分水,降水将直接渗入地面或形成径流(Lang *et al.*, 2017)。耕地的产水系数相对林地要大,但小于草地,而未利用地最大。这一关系导致林地在转为耕地后的产水量增加,未利用地在转为耕地后的产水量减少。但未利用地和耕地较高的产水能力和低水资源储蓄能力,提高了水土流失风险,而林地和草地的水资源储蓄能力较强。因此,为了石羊河上游水文循环过程与生态系统的稳定,应合理开发利用土地资源,同时保护其绿地生态系统。

本文模拟结果得出,1986—2015 年石羊河上游产水深度、总产水量和产水系数均呈现先增再减后缓升的变化特征,其变化间接受国家政策的影响。中国自 20 世纪 90 年代末以来,实施了广泛的退耕还林计划,通过这种“以粮换绿”政策,大幅度上缓和了西北内陆的沙漠化。2007 年 12 月,国家印发实施《甘肃省石羊河流域重点治理规划》,并在 2011 年 12 月《关于进一步科学有序推进石羊河流域重

点治理规划实施有关工作的通知》,批准了《石羊河流域重点治理调整实施方案》,将《规划》确定的后10年任务集中到前5年(2011—2015)实施(曾建军等,2015)。由前文结果分析可知,国家政策的发布与实施在生态系统服务方面产生了明显的平衡。然而,在提高区域水土保持功能的同时,产水量也减少了,这与Lang等(2017)结论一致。在石羊河流域水资源短缺、上下游用水差异突出、荒漠化日益严重的背景下(魏伟等,2015;石三娥等,2018),了解区域水土保持与产水量、水源涵养量等各生态系统服务之间的权衡关系尤为重要(王川等,2019),这也将是今后研究的重点。

4.2 模型精度和不确定性

任何模型都无法完全实现现实的还原,只能一定程度上做到尽可能科学而真实地反映现实规律,并通过模拟化的手段帮助学者分析、解决问题,化繁为简,从而达到预期目的。本文所用的InVEST模型目前已被应用于许多地区生态系统服务功能的评估与权衡,其中包括区域水资源的产水量研究,其适用性是有目共睹的。本研究经过多次校验得到Zhang系数为4.1,对研究区产水量的模拟结果较为理想,基本符合区域的实际情况。但由于模型自身的设定和简化算法等原因,使模型仍存在一定的局限性。

首先,模型本身的问题。由于InVEST模型产水模块在算法过程中的简化,导致模拟结果是以年份为单位的产水量平均值,且不考虑极端情景下,产水量在时间尺度上的变化及地形地貌等因素的影响。其次,数据精度的问题。输入到产水模块的部分参数的基础数据来自世界土壤数据库和联合国粮食农业机构,其中包括植被蒸散系数、根系限制层深度和最大根系深度等数据。不同地区的土地利用/覆被类型、土壤环境有所不同,随着时间的变化,地表环境也会发生变化,故参数的精度很难保证。最后,模型中Zhang系数直接决定了模型的计算精度,不同地理环境下Zhang系数并不相同:如甘肃白龙江流域(谢余初等,2017)Z值为3.2;青海三江源区(潘韬等,2013;Jiang *et al.*, 2016)Z值为3.33、3.50;湖南湘江流域(Yang *et al.*, 2019)Z值为7;北京贵水流域(Gao *et al.*, 2017)Z值为4.22;西班牙地中海流域(Sánchez-Canales *et al.*, 2012)Z值为7~9,等等。本研究区处于季风区的边缘,校验结果是Z值取4.1,与实际情况比较相符,但该值的精度是否适

用于祁连山东部地区,还需结合大量的实测数据,在今后的研究中进一步加强验证,不断优化模型参数。

5 结论

本研究基于InVEST模型,对石羊河上游1986、2000、2010和2015年产水量进行评估,并应用情景模拟法探讨其对气候及土地利用变化的响应。结果表明:1986—2015年石羊河上游产水深度、总产水量和产水系数均呈现先增再减后缓升的演变特征。产水高值区主要集中在研究区的西部、西南部,多年平均产水深度在150~200 mm;8条水系中,产水深度最大、产水能力最强的均为西营河;各土地利用类型中,产水深度最大、产水系数最高的均为未利用地。气候变化是影响石羊河上游产水量变化的主导因素,其中降水对产水量的影响最为明显,并呈现显著正相关关系。同时,土地利用变化对产水量的影响也具有重要作用,主要通过改变下垫面状况影响实际蒸发量,进而影响产水量。

参考文献

- 程国栋,肖洪浪,陈严宁,等. 2010. 中国西部典型内陆河生态-水文研究. 北京:气象出版社.
- 陈隆亨,曲耀光. 1992. 河西地区水土资源及其合理开发利用. 北京:科学出版社.
- 冯克鹏,田军仓. 2014. Hargreaves公式计算宁夏地区参考作物腾发量的研究. 干旱区资源与环境, **28**(9): 100-105.
- 顾晋铭,李一平,杜薇. 2018. 基于InVEST模型的太湖流域水源涵养能力评价及其变化特征分析. 水资源保护, **34**(3): 62-84.
- 黄博强,黄金良,李迅,等. 2015. 基于GIS和InVEST模型的海岸带生态系统服务价值时空动态变化分析——以龙海市为例. 海洋环境科学, **34**(6): 916-924.
- 刘昌明,傅国斌. 1993. 气候变化对中国水文情势影响的若干分析//张翼等. 气候变化及其影响. 北京:气象出版社: 205-210.
- 刘娅,朱文博,韩雅,等. 2015. 基于SOFM神经网络的京津冀地区水源涵养功能分区. 环境科学研究, **28**(3): 369-376.
- 刘军会,高吉喜,聂亿黄. 2009. 青藏高原生态系统服务价值的遥感测算及其动态变化. 地理与地理信息科学, **25**(3): 81-84.
- 潘韬,吴绍洪,戴尔阜. 2013. 基于InVEST模型的三江源区生态系统水源供给服务时变化. 应用生态学报, **24**(1): 183-189.
- 石三娥,魏伟,杨东,等. 2018. 基于RSEDI的石羊河流域绿洲区生态环境质量时空演变. 生态学杂志, **37**(4): 1152-1163.
- 孙小银,郭洪伟,廉丽姝,等. 2017. 南四湖流域产水量空间格局与驱动因素分析. 自然资源学报, **32**(4): 669-679.
- 王川,刘春芳,乌亚汗,等. 2019. 黄土丘陵区生态系统服务空间格局及权衡与协同关系——以榆中县为例. 生

- 态学杂志, **38**(2): 521-531.
- 魏伟, 雷莉, 范雯, 等. 2015. 基于累积耗费距离理论的石羊河流域水土资源优化配置. 生态学杂志, **34**(2): 532-540.
- 吴健, 李英花, 黄利亚, 等. 2017. 东北地区产水量时空分布格局及其驱动因素. 生态学杂志, **36**(11): 3216-3223.
- 吴绍洪. 2005. 青藏高原近 30 年气候变化趋势. 地理学报, **60**(1): 3-11.
- 谢余初, 巩杰, 齐姗姗, 等. 2017. 基于 InVEST 模型的白龙江流域水源供给服务时空分异. 自然资源学报, **32**(8): 1337-1347.
- 张福平, 李肖娟, 冯一起, 等. 2018. 基于 InVEST 模型的黑河流域上游水源涵养量. 中国沙漠, **38**(6): 1-9.
- 张建明. 2007. 石羊河流域土地利用/土地覆被变化及其环境效应(博士学位论文). 兰州: 兰州大学.
- 张利利. 2017. 基于 InVEST 模型的石羊河上游产水量变化及其对气候与土地利用变化的响应. 兰州: 西北师范大学.
- 张明军, 李瑞雪, 贾文雄, 等. 2009. 中国天山潜在蒸发量的时空变化. 地理学报, **64**(7): 798-806.
- 赵军, 韦莉, 陈珊. 2010. 石羊河流域上游生态系统服务价值的变化研究. 干旱区资源与环境, **24**(1): 36-40.
- 曾建军, 李元红, 金彦兆, 等. 2015. InVEST 模型在石羊河流域生态系统水源供给中的应用前景与方法. 水资源与水工程学报, **26**(6): 83-87.
- Allen-Wardell G, Bernhardt P, Bitner R, *et al.* 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yield. *Conservation Biology*, **12**: 8-17.
- Asadolahi Z, Salmanmahiny A, Sakieh Y, *et al.* 2018. Dynamic trade-off analysis of multiple ecosystem services under land use change scenarios: Towards putting ecosystem services into planning in Iran. *Ecological Complexity*, **36**: 250-260.
- Baker TJ, Miller SN. 2013. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *Journal of Hydrology*, **486**: 100-111.
- Fisher B, Turner RK, Burgess ND, *et al.* 2011. Measuring, modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. *Progress in Physical Geography*, **35**: 595-611.
- Gao J, Li F, Gao H, *et al.* 2017. The impact of land-use change on water-related ecosystem services: A study of the Guishui River Basin, Beijing, China. *Journal of Cleaner Production*, **163**: S148-S155.
- Goldstein JH, Caldarone G, Duarte TK, *et al.* 2012. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **109**: 7565-7570.
- Gupta S, Larson W. 1979. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. *Water Resources Research*, **15**: 1633-1635.
- Jiang C, Li DQ, Wang DW, *et al.* 2016. Quantification and assessment of changes in ecosystem service in the Three-River Headwaters Region, China as a result of climate variability and land cover change. *Ecological Indicators*, **66**: 199-211.
- Lang YQ, Song W, Deng XZ. 2018. Projected land use changes impacts on water yields in the karst mountain areas of China. *Physics and Chemistry of the Earth*, **104**: 66-75.
- Lang YQ, Wei S, Zhang, Y. 2017. Responses of the water-yield ecosystem service to climate and land use change in Sancha River Basin, China. *Physics and Chemistry of the Earth*, **101**: 102-111.
- Liu JY, Li J, Qin KY, *et al.* 2017. Changes in land-uses and ecosystem services under multi-scenarios simulation. *Science of the Total Environment*, **586**: 522-526.
- Marquès M, Bangasha RF, Kumara V. 2013. The impact of climate change on water provision under a low flow regime: A case study of the ecosystems services in the Francoli river Basin. *Journal of Hazardous Materials*, **263**: 224-232.
- Monteith JL. 1981. Evaporation and temperature. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **107**: 1-27.
- Pessacq N, Flaherty S, Brandizi L, *et al.* 2015. Getting water right: A case study in water yield modelling based on precipitation data. *Science of the Total Environment*, **537**: 225-234.
- Redhead JW, Stratford C, Sharps K, *et al.* 2016. Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. *Science of the Total Environment*, **569-570**: 1418-1426.
- Sánchez-Canales M, Benito AL, Passuello A, *et al.* 2012. Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed. *Science of the Total Environment*, **440**: 140-153.
- Shaw MR, Pendleton L, Cameron DR, *et al.* 2011. The impact of climate change on California's ecosystem services. *Climatic Change*, **109**: 465-484.
- Smith EJ. 1997. The balance between public water supply and environmental needs. *Water and Environment Journal*, **11**: 8-13.
- Su CH, Fu BJ. 2013. Evolution of ecosystem services in the Chinese Loess Plateau under climatic and land use changes. *Global and Planetary Change*, **101**: 119-128.
- Sun S, Sun G, Cohen E, *et al.* 2016. Projecting water yield and ecosystem productivity across the United States by linking an ecohydrological model to WRF dynamically downscaled climate data. *Hydrology and Earth System Sciences*, **20**: 935-952.
- Yang D, Liu W, Tang LY, *et al.* 2019. Estimation of water provision services for monsoon catchments of South China: Applicability of the InVEST model. *Landscape and Urban Planning*, **182**: 133-143.

作者简介 赵亚茹,女,1996年生,硕士,主要从事气候与土地利用/覆被变化、生态水文方面的研究。E-mail: zhaoyaru326@163.com

责任编辑 张敏