

# 生态修复措施对干旱半干旱地区 生态系统服务影响研究 ——以河北坝上地区为例

裴宏伟<sup>1,2</sup>, 刘孟竹<sup>1,2</sup>, 李雅丽<sup>1,2</sup>, 张红娟<sup>1,2</sup>, 肖雨霄<sup>1,2</sup>, 杨国丽<sup>1,2</sup>

(1.河北建筑工程学院 市政与环境工程系, 河北 张家口 075000;

2.河北省水质工程与水资源综合利用重点实验室, 河北 张家口 075000)

**摘要:**为了揭示生态修复措施对干旱半干旱地区生态系统服务的影响,以对生态可持续发展提供决策参考,基于典型的干旱半干旱地区——河北坝上地区 2000 年、2018 年土地利用数据以及 4 种与生态修复措施对应的情景,结合 InVEST 模型分析了生态修复措施对该区 3 个重要的生态系统服务(水源涵养、生境质量、碳储量)的影响。结果显示:(1) 2000—2018 年坝上地区土地利用变化以草地大量缩减以及林地显著扩张为主( $>500\text{ km}^2$ ),期间,水源涵养量下降 7.03%,碳储量、生境质量分别增长 2.82%,1.29%;(2) 相比林地缓冲带、植树造林情景,开垦荒地和综合发展情景对上述 3 个生态系统服务的提高更为显著;(3) 水源涵养、碳储量均与生境质量呈较强协同作用( $r>0.42$ ),碳储量与水源涵养呈较弱协同作用( $r<0.24$ )。综上分析,生态修复措施能够提高坝上地区生态系统服务的供给,但以造林为主的生态修复方式在干旱半干旱地区仍需谨慎实施。

**关键词:**土地利用; 坝上地区; 生态系统服务; InVEST 模型; 生态修复措施

中图分类号:X171.1

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2022)02-0192-08

## Impact of Ecological Restoration Measures on Ecosystem Services in Arid and Semi-arid Area —A Case Study of the Bashang Area in Hebei Province

PEI Hongwei<sup>1,2</sup>, LIU Mengzhu<sup>1,2</sup>, LI Yali<sup>1,2</sup>, ZHANG Hongjuan<sup>1,2</sup>, XIAO Yuxiao<sup>1,2</sup>, YANG Guoli<sup>1,2</sup>

(1.Department of Municipal and Environmental Engineering, Hebei University of

Architecture, Hebei, Zhangjiakou 075000, China; 2.Hebei Key Laboratory of Water Quality

Engineering and Comprehensive Utilization of Water Resources, Zhangjiakou, Hebei 075000, China)

**Abstract:** To reveal the impacts of ecological restoration measures on ecosystem services and contribute to scientific policy-makings for the ecological management in arid and semi-arid area, based on the land use data of Bashang area in the period 2000—2018 and four future land use scenarios, this study quantified and mapped the changes in land use and three important ecosystem services (water conservation, carbon storage, and habitat quality) in different scenarios using InVEST model. The results showed that: (1) during 2000—2018, the land use changes were characterized by grassland shrinkage and woodland expansion ( $>500\text{ km}^2$ ); at the same period, water conservation moderately decreased by approximately 7.03%, and carbon storage and habitat quality slightly increased by 2.82% and 1.29%, respectively; (2) compared with base scenario, riparian woodland buffer and planting trees scenarios performed worse than reclaiming wasteland and integrated development scenarios on ecosystem services provisions; (3) the trade-offs and synergies among three

收稿日期:2021-04-09

修回日期:2021-05-03

资助项目:国家自然科学基金(41701017);河北省科技厅重点研发计划项目(18397002D);河北省自然科学基金(D2020404001);河北省科技厅高水平人才团队建设项目(199A4201H);张家口市科技局人才专项(201903Y);河北省研究生创新基金(CXZZSS2021156)

第一作者:裴宏伟(1987—),男,河北张家口人,博士,副教授,硕士生导师,主要从事流域生态水文和城市生态学研究。E-mail:hwpei@sjziam.ac.cn

通信作者:杨国丽(1980—),女,河北沧州人,副教授,硕士生导师,主要从事水信息技术研究。E-mail:313232950@qq.com

ecosystem services showed that there were strong synergy relationships between water conservation and habitat quality, as well as carbon storage and habitat quality ( $r > 0.42$ ). Besides, there was a low positive correlation between water conservation and carbon storage ( $r < 0.24$ ). Overall, ecological restoration measures played an important role in enhancing the ecosystem services in the Bashang area, but afforestation-driven ecological restoration in the arid and semi-arid area should be carried out with extreme caution.

**Keywords:** land use; Bashang area; ecosystem services; InVEST model; ecological restoration measures

生态系统服务是指人类从生态系统中获得的有形或无形的各种惠益,主要分为供给服务、调节服务、文化服务和支持服务 4 种类型<sup>[1]</sup>。根据生物多样性和生态系统服务政府间科学与政策平台(IPBES) 2019 年的评估,受人类活动的影响,全球生态系统正以“史无前例”的速度退化<sup>[2]</sup>。中国自改革开放以来,虽然经济上取得了显著增长却也损害了生态环境(如侵占自然用地的城镇化扩张<sup>[3]</sup>)。对此,中国于 2000 年起便强力地推进一系列的生态修复工程以应对生态环境退化。Ouyang 等<sup>[4]</sup>学者在对中国 2000—2010 年生态环境的评估中指出,生态修复工程的实施极大地增强了生态系统功能与服务供给,这一观点在区域尺度的研究中也得到了佐证<sup>[5]</sup>。在相关议题上,多数研究更加关注生态修复工程对过去时期生态系统服务的影响,如在特定区域(退耕还林区、生态保护区、湿地保护区)内分析生态修复措施前后的生态系统服务变化<sup>[6]</sup>,而对这种影响在未来的变化却很少给予关注。一般而言,生态修复工程的实施往往是逐阶段进行的,评估未来生态修复措施对生态系统服务的影响不仅有助于为生态恢复工程的规划提供决策依据,同时也能更好地理解土地利用/覆被变化对生态系统服务的影响机制。目前,几个大型的生态修复工程主要集中在北方的干旱或半干旱地区,采取的生态修复措施主要为大规模的人工种树。已有研究表明,在干旱半干旱这样的水分限制地区(降水量小于潜在蒸散发量),大规模的植树(多为经济效益高的单一树种)反而会减少生态系统的供水服务以及生物多样性,进而造成生态环境退化<sup>[7]</sup>。因此,明确以植树为主的生态修复措施对未来生态系统服务的影响极为关键,对当下的生态管理及决策具有非常意义。

情景分析能够有效地评估不同生态恢复措施情景下的生态系统服务。不同情景的构建有多种选择,例如通过固定气候因子以过去时期的土地利用作为对比情景<sup>[8]</sup>;或者通过预测模型(CA-Markov, CLUE-S 模型)来模拟特定发展方向(生态保护、城市扩张、耕地保留情景)下未来时期的土地情景<sup>[9]</sup>,以及设计未来的土地情景<sup>[10-11]</sup>。其中,通过设计土地情

景,既能模拟出符合生态修复措施的未来土地情景,也能明确某一种或某几种土地利用类型变化对生态系统服务的影响。

对生态系统服务进行建模的模型常用的包括 ARIES 模型、EcoAIM 模型、InVEST 模型。其中,ARIES 模型可以对生态系统服务流(生态系统到人的传递)中的关键要素(“源”、“汇”和“受益者”)的空间和数量进行建模,但只能应用于生物物理关系的解释<sup>[12]</sup>;EcoAIM 模型可通过结合一系列的空间数据进行加权计算来绘制生态系统服务数值的空间分布,但该模型无法作为独立程序进行应用<sup>[13]</sup>;InVEST 模型因其输入数据量少、过程相对简化而能够快速地将量化结果,在区域乃至国家尺度上均受到相应的使用<sup>[14]</sup>。例如,Shoyama 等<sup>[15]</sup>利用 InVEST 模型绘制了日本北部钏路农村流域的生态系统服务(产水量、碳储存、生境质量);刘孟竹等<sup>[16]</sup>基于 InVEST 模型评估了中国北方农牧交错带碳储量变化;欧阳志云等<sup>[17]</sup>在全国生态环境 10 a 变化遥感调查评估中也使用了 InVEST 模型。InVEST 模型能够对不同的生态系统服务进行多时空尺度的评估,为决策者提供生态管理相关的依据。

河北坝上地区地处我国干旱半干旱区过渡区,是典型的生态脆弱区。该区作为首都“生态屏障”“水源涵养区”肩负极其重要的生态意义和地理区位<sup>[18]</sup>。自退耕还林工程实施以来,坝上地区经历了一段长期的大规模蔬菜种植(蔬菜耗水量极大),在该背景下,过量的地下水开采以及高强度的农业灌溉等导致坝上地区地下水位明显下降<sup>[19]</sup>,水资源稀缺加剧,生态可持续发展也受到了严重制约。为应对现有的生态危机,2019 年国家发展与改革委员会联合河北省人民政府作出明确规划,旨在加强坝上地区发展为水源涵养功能区和生态环境支撑区的“两区”建设<sup>[20]</sup>。目前,针对坝上地区生态修复措施对生态系统服务影响的研究仍然缺乏,相关研究仅针对坝上地区的生态系统服务价值<sup>[21]</sup>和单一的服务<sup>[22]</sup>作出了评估。基于此,本文通过 InVEST 模型和土地利用数据,分析坝上地区 2000—2018 年土地利用以及 3 个重要的生态

系统服务(水源涵养、碳储量和生境质量)的时空变化,并通过设计土地情景揭示未来生态修复措施对生态系统服务的影响,以期为当地的生态可持续发展提供理论支撑。

## 1 研究区概况

坝上地区位于河北省西北部( $40^{\circ}70' - 42^{\circ}60'N$ ,  $113^{\circ}70' - 117^{\circ}90'E$ ),涉及尚义县、沽源县、张北县、康保县、围场县和丰宁县共6个区域(图1),总面积约1.9万 $km^2$ ,海拔831~2215 m(填洼后)。坝上地区多为季节性河流,湖多河少,较大的湖有安固里淖、大青湖等,降水和径流是该区湖泊补给的主要方式。坝上地区属大陆性季风气候,年均气温 $1 \sim 2^{\circ}C$ ,多年平均降水量400 mm左右,70%集中在6—9月,年均蒸发强度高达1800 mm<sup>[23]</sup>,属于典型的受水资源限制的干旱半干旱地区。坝上大部分区域属于半干旱草原地带,包括干草原和湿地草甸草原;植被类型主要有旱地作物、草地、原生林和人工防护林等;土壤以栗钙土、沙质栗钙土为主,有机质含量少且土质松软,易受侵蚀风化。根据《张家口经济年鉴2018》,坝上主要4县(尚义县、沽源县、张北县、康保县)2017年生产总值为240.96亿元,总人口为106.68万人。

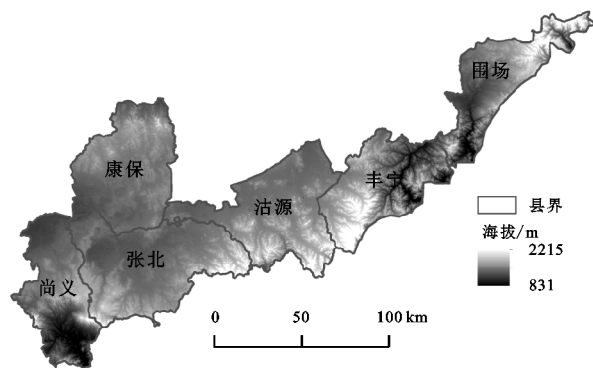


图1 研究区海拔

## 2 数据与方法

### 2.1 数据源及其处理

本文中的数据介绍如下:(1) 土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心,分辨率为30 m,时间为2000年和2018年,本研究参考坝上地区的实际情况将其分为6个一级分类(耕地、林地、草地、水域、建设用地、未利用地);(2) DEM数据来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn>) GDEM V2 30 m分辨率数字高程产品,经裁剪后进行了填洼处理;(3) 土壤数据来自于国家冰川冻土沙漠科学数据中心(<http://www.crensied.ac.cn/portal/>) 1:100万

世界土壤数据集;(4) 气象数据来源于中国气象数据网(<http://data.cma.cn>),包括坝上及周边地区6个气象站2000—2018年降雨、气温等数据,年降雨量与年潜在蒸散量栅格图由克里金插值法所得;(5) 次级流域矢量图由ArcMap软件中水文分析工具提取得来;(6) 威胁源(耕地、城市、农村、交通)数据使用土地利用数据中的二级分类;(7) 碳密度数据来源于同类研究,详见研究方法。

### 2.2 研究方法

2.2.1 水源涵养量计算 由InVEST模型中的产水量模块求得水源涵养量,模型基于水量平衡原理,在考虑了地形因子和地表径流等因素对水源涵养量进行评估。具体公式<sup>[8]</sup>如下:

$$WR_{ij} = \min(1, \frac{249}{V}) \times \min(1, \frac{0.9 \times TI}{3}) \times \min(1, \frac{0.9 \times K_{sat}}{300}) \times Y_{ij} \quad (1)$$

$$TI = \lg(\frac{Drainage\_Area}{Soil\_Depth \times Percent\_Slope}) \quad (2)$$

式中:  $WR_{ij}$  为栅格  $i$  中土地利用类型  $j$  的年水源涵养量( $mm/a$ );  $Y_{ij}$  是第  $j$  类土地利用类型在栅格  $i$  的年产水量( $mm/a$ );  $V$  是流速系数,为常数;  $TI$  是地形指数,无量纲;  $K_{sat}$  为土壤饱和导水率( $cm/d$ ),由Neuro Theta软件计算得到;  $Drainage\_Area$  为集水区栅格数量;  $Soil\_Depth$  为土层深度( $mm$ );  $Percent\_Slope$  为百分比坡度。

$$Y_{ij} = (1 - \frac{AET_{ij}}{P_i}) \cdot P_i \quad (3)$$

$$\frac{AET_i}{P_i} = 1 + \frac{PET_i}{P_i} - \left[ 1 + \left( \frac{PET_i}{P_i} \right)^w \right]^{\frac{1}{w}} \quad (4)$$

$$PET_i = K_{c,j} \cdot ET_{0,i} \quad (5)$$

$$w_i = Z \cdot \frac{AWC_i}{P_i} + 1.25 \quad (6)$$

$$AWC_i = \min[\max(layer\_depth_i), Root\_depth_i] \cdot PAWC_i \quad (7)$$

式中:  $P_i$  为栅格  $i$  的年降雨量( $mm/a$ );  $Y_{ij}$  为栅格  $i$  中土地利用类型  $j$  的年产水量( $mm/a$ );  $AET_{ij}$  为栅格  $i$  中土地利用类型  $j$  的年实际蒸散量( $mm/a$ );  $PET_i$  为栅格  $i$  的年潜在蒸散量( $mm/a$ );  $ET_{0,i}$  为栅格  $i$  的年参考蒸散量( $mm/a$ );  $K_{c,j}$  为土地利用类型  $j$  的蒸散系数,无单位;  $w_i$  为气候—土壤的非物理参数;  $Z$  为季节性常数,参考同地区产水服务研究<sup>[24]</sup>取值4.02;  $\max(layer\_depth_i)$  为栅格  $i$  的最大土层深度( $mm$ );  $Root\_depth_i$  为栅格  $i$  的最大根系限制深度( $mm$ );  $AWC_i$  为土壤有效含水量( $mm$ );  $PAWC_i$  为栅

格  $i$  的植物可利用水分含量,值为 $[0,1]$ 。

2.2.2 碳储量计算 碳储量模型中需要的必要输入数据包括土地分类数据以及基本的四大碳库数据,即地上碳库、地下碳库、土壤碳库和死亡有机质碳库,输出可得到土地利用数据包含范围内的固碳总量和不同土地类型固碳量。由于所选研究区较大,除基本碳库以外的碳库数据获取上具有困难,故只考虑 4 大基本碳库,碳密度数据(表 1)以及计算公式均参考针对河北省碳储量的研究<sup>[25]</sup>如下:

$$C=(C_a+C_b+C_c+C_d)\times S \tag{8}$$

式中: $C$  为总碳储量( $t$ ); $C_a$  为单位面积地上碳密度( $t/hm^2$ ); $C_b$  为单位面积地下碳密度( $t/hm^2$ ); $C_c$  为单位面积土壤碳密度( $t/hm^2$ ); $C_d$  为死亡有机质碳密度( $t/hm^2$ ); $S$  为各地类面积( $hm^2$ )。

表 1 坝上地区土地利用类型碳密度参数

| 土地利用<br>类型 | t/hm <sup>2</sup> |           |        |            |
|------------|-------------------|-----------|--------|------------|
|            | 地上<br>部分碳         | 地下<br>部分碳 | 土壤碳    | 死亡<br>有机质碳 |
| 耕地         | 6.60              | 0.66      | 92.90  | 0          |
| 林地         | 29.66             | 9.79      | 110.75 | 1.68       |
| 草地         | 1.03              | 2.61      | 62.90  | 0.24       |
| 水域         | 2.29              | 0         | 17.16  | 0          |
| 建设用地       | 7.61              | 4.51      | 42.17  | 0          |
| 未利用地       | 9.10              | 14.20     | 22.63  | 0          |

2.2.3 生境质量计算 利用 InVEST 模型生境模块来计算生境质量以及生境退化度。生境退化指数反映单元栅格受胁迫程度的大小,值越高代表受胁迫程度最大,生境退化程度越高,其公式<sup>[14]</sup>如下:

$$D_{xj}=\sum_{r=1}^R\sum_{y=1}^{Y_r}\frac{\omega_r}{\sum_{r=1}^R\omega_r}r_yi_{rxy}B_xS_{jr} \tag{9}$$

$$i_{rxy}=1-\frac{d_{xy}}{d_{rmax}} \quad (\text{线性衰减}) \tag{10}$$

$$i_{rxy}=\exp(\frac{-2.99d_{xy}}{d_{rmax}}) \quad (\text{指数衰减}) \tag{11}$$

式中: $D_{xj}$  为土地利用类型  $j$  中  $x$  栅格的生境退化度; $R$  为威胁源个数; $\omega_r$  为危险源权重; $Y_r$  为威胁源的栅格数; $r_y$  为栅格  $y$  的胁迫值; $i_{rxy}$  为栅格  $y$  的胁迫值  $r_y$  对栅格  $x$  的胁迫水平; $B_x$  为危险源对栅格  $x$  的可达性; $S_{jr}$  为土地利用类型  $j$  对危险源  $r$  的敏感度; $d_{xy}$  为栅格  $x$  到栅格  $y$  的直线距离; $d_{rmax}$  为危险源  $r$  的最大胁迫距离。

生境质量指数反映在胁迫条件下生境质量的优劣,其值在  $0\sim1$ 。值越高代表区域生物多样性越丰富,生境质量越好;反之则生境质量越差,易受破坏,计算公式<sup>[14]</sup>如下:

$$Q_{xj}=H_j(1-\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z+k^z}) \tag{12}$$

式中: $Q_{xj}$  为土地利用类型  $j$  中  $x$  栅格的生境质量指数; $H_j$  为土地利用类型  $j$  的生境适宜度; $k$  为半饱和常数,取  $D_{xj}$  最大值的一半; $z$  为归一化常量,通常取 2.5。

本文将林、草地及水域定义为提供生境质量的地类,将耕地、村落、城镇用地、交通用地设为威胁源,各个威胁因子最大距离、权重、衰退类型参考文献<sup>[14]</sup>。各个地类生境适宜度、对威胁因子敏感度的设定详见表 2—3。

表 2 坝上地区威胁源参数

| 威胁源 | 最大影响距离 | 权重  | 衰退类型 |
|-----|--------|-----|------|
| 耕地  | 4      | 0.6 | 线性   |
| 村落  | 8      | 0.8 | 指数   |
| 城镇  | 6      | 1   | 指数   |
| 交通  | 3      | 0.6 | 线性   |

表 3 坝上地区土地利用类型生境适宜度及威胁因子敏感系数

| 土地利用<br>类型 | 生境<br>适宜度 | 敏感系数 |      |      |      |
|------------|-----------|------|------|------|------|
|            |           | 耕地   | 村落   | 城镇   | 交通   |
| 耕地         | 0.30      | 0.30 | 0.70 | 0.50 | 0.60 |
| 林地         | 1.00      | 0.60 | 0.65 | 0.70 | 0.60 |
| 草地         | 0.70      | 0.55 | 0.60 | 0.65 | 0.40 |
| 水域         | 0.90      | 0.30 | 0.65 | 0.75 | 0.60 |
| 建设用地       | 0         | 0    | 0    | 0    | 0    |
| 未利用地       | 0         | 0    | 0    | 0    | 0    |

2.2.4 生态修复措施情景设置 为了分析相关的生态修复政策对坝上地区生态系统服务的潜在影响,本文以 2018 年土地利用情景为基础情景,在此基础上设计了 4 种未来生态修复情景,分别为水源缓冲带、植树造林、开垦荒地和综合发展等,具体见表 4。

3 结果与分析

3.1 坝上地区 2000—2018 年土地利用变化分析

近 20 a 来,耕地是坝上地区最主要的土地利用类型(表 5),其面积占研究区总面积近 49%,在研究期间呈轻微下降趋势(−1.07%)。草地和林地面积占比分别处于第二、第三,2000—2018 年,草地缩减 520.57 km<sup>2</sup>(−10.52%),林地张 602.61 km<sup>2</sup>(19.91%)。水域、建设用地和未利用地在整个研究期间占比均较小,但水域、建设用地相对变化较高;在 2000—2018 年,水域下降了 31.75%,建设用地增长了 43.16%。从土地数量变化来看,坝上地区整个研究阶段土地利用变化的主要特点是“两增四减”,即,林地面积显著增加,建设用地增幅明显,草地面积显著减少,水域面积降幅显著,耕地、未利用地面积减少不明显。



表 4 生态修复措施情景设置

| 情景    | 介绍  | 土地面积及相对变化   |
|-------|---|---|
| 基础情景  | 以 2018 年坝上土地利用为基准   | 耕地 9448.25 km <sup>2</sup> ,林地 3629.51 km <sup>2</sup> ,草地 4429.68 km <sup>2</sup> ,水域 200.74 km <sup>2</sup> ,建设用地 540.94 km <sup>2</sup> ,未利用地 929.00 km <sup>2</sup> |
| 水源缓冲带 | 水域附近 100 m 均设置为缓冲区,缓冲区土地类型均设置林地(建设用地除外),旨在改善河流水质保护水源 <sup>[11]</sup>                | 耕地减少 0.76%,林地增加 4.1%,草地减少 1.01%,未利用地减少 3.08%  |
| 植树造林  | 坡度在 15°以上的土地容易发生土壤侵蚀,为了改善水土流失,将坡度大于 15°耕地和未利用地改造为林地                                 | 耕地减少 2.38%,林地增加 7.28%,未利用地减少 0.26%  |
| 开垦荒地  | 坡度在 6°以下土地适合农田耕种,为了扩大农业生产和农产品供给,将未利用地改变为耕地,出于“生态优先”的考虑,不对植被类型(林地、草地)作更改             | 耕地增加 9.29%,未利用地减少 94.47%  |
| 综合发展  | 组合林地缓冲带、植树造林和开垦荒地情景,优先级别也依次降低,如未利用地既在水源附近 100 m 缓冲区内而且坡度在 6°以下,则优先实行林地缓冲带方案而非开垦荒地方案 | 耕地增加 5.22%,林地增加 13.44%,草地减少 2.04%,未利用地减少 94.92%   |

表 5 坝上地区 2000—2018 年土地利用情况

| 土地利用类型 | 2000 年             |       | 2018 年             |       | 2000—2018 年        |        |
|--------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|--------|
|        | 面积/km <sup>2</sup> | 比例/%  | 面积/km <sup>2</sup> | 比例/%  | 面积/km <sup>2</sup> | 比例/%   |
| 耕地     | 9550.24            | 49.80 | 9448.25            | 49.27 | −101.99            | −1.07  |
| 林地     | 3026.9             | 15.78 | 3629.51            | 18.93 | 602.61             | 19.91  |
| 草地     | 4950.25            | 25.81 | 4429.68            | 23.10 | −520.57            | −10.52 |
| 水域     | 294.13             | 1.53  | 200.74             | 1.05  | −93.39             | −31.75 |
| 建设用地   | 377.85             | 1.97  | 540.94             | 2.82  | 163.09             | 43.16  |
| 未利用地   | 978.75             | 5.10  | 929.00             | 4.84  | −49.75             | −5.08  |

由表 6 中土地利用转移可知,坝上地区 2000—2018 年退耕还林、还草面积分别达到 230.97,191.19 km<sup>2</sup>,近 201.59 km<sup>2</sup>的建设用地主要来自农田。同期,约 295.63,534.96,130.25 km<sup>2</sup>的草地分别转变为耕地、林地和未利用地。此外,水域退化为未利用地的面积达到 68.48 km<sup>2</sup>,这主要是由于安固里淖干涸造成的。未利用地转变为草地、耕地的面积分别达到 140.56,76.05 km<sup>2</sup>,可以表明当地对未利用地的治理也取得了一定成效。综上所述,当地政府在植被恢复工作中取得了一些进展,但需要注意的是,林地的扩张几乎来源于草地的转入,未来的决策中应当提高对草地保护的关注。

表 6 坝上地区 2000—2018 年土地利用转移矩阵

km<sup>2</sup>

| 年份     | 土地利用类型 | 2000 年  |         |         |        |        |        |
|--------|--------|---------|---------|---------|--------|--------|--------|
|        |        | 耕地      | 林地      | 草地      | 水域     | 建设用地   | 未利用地   |
| 2018 年 | 耕地     | 8885.68 | 51.29   | 295.63  | 24.33  | 115.27 | 76.05  |
|        | 林地     | 230.97  | 2802.43 | 534.96  | 29.18  | 2.35   | 29.62  |
|        | 草地     | 191.19  | 150.49  | 3906.83 | 19.86  | 20.75  | 140.56 |
|        | 水域     | 18.45   | 2.89    | 15.52   | 148.89 | 1.15   | 13.84  |
|        | 建设用地   | 201.59  | 17.60   | 67.06   | 3.39   | 229.15 | 22.15  |
|        | 未利用地   | 22.36   | 2.20    | 130.25  | 68.48  | 9.18   | 696.53 |

3.2 生态系统服务评估

2000 年、2018 年坝上地区水源涵养量分别为 10.71 亿,9.96 亿 m<sup>3</sup>,水源涵养深度分别为 56.79,52.80 mm,近 20 a 来下降约 7%(表 7)。分区来看,围场县植被覆盖水平较高,水源涵养功能较强(水源涵养深度最高为 100.07 mm,下同),丰宁县则其次(58.80 mm);康保县和张北县耕地多、植被少,但常年雨水较为充沛,水源涵养功能较其余县处于中等水平,水源涵养深度分别为 54.18,54.65 mm;尚义县(44.23

mm)和沽源县(38.25 mm)水源涵养量较低,主要受该区多年降雨量偏低的影响。另外,沽源县未利用地较多,导致该区域的水源涵养量整体偏低。

坝上地区碳储量在 2000 年、2018 年分别为 1.82 亿 t,1.87 亿 t,近 18 a 来增加了 5.13×10<sup>6</sup> t(2.82%),单位面积碳储量由 94.79 t/hm<sup>2</sup>增长到 97.47 t/hm<sup>2</sup>。分区来看,丰宁县碳储量水平增长最显著(15.36 t/hm<sup>2</sup>),主要是由于该区新增了较多植被,导致植被净初级生产力增强,从而提高了碳储量;整个研究区仅有康保

县碳储量为减少趋势( $-2.15\text{ t/hm}^2$ ),这是由于该区未利用地较多以及城镇用地扩张,导致碳储量处于较低水平并呈减少趋势;此外,其余县区均处于增长趋势但程度不明显。

坝上地区生境质量在 2000—2018 年期间呈增长趋势,平均生境质量指数由 0.49 上升到 0.51。近 20 a 来,丰宁县平均生境质量指数上升最显著(12%),这

主要是由于该区林地面积的增长较多,因此给当地生态系统提供了更多的动植物自然栖息地;沽源县和尚义县平均生境质量指数则处于下降趋势( $-2\%$ ),这是由于该区内广泛分布的未利用地以及扩张的建设用地增加了更多的威胁源,并缩减了生境适宜度高的自然栖息地,因此导致生态系统生物多样性减少,生境质量下降。

表 7 坝上地区 2000—2018 年生态系统服务变化

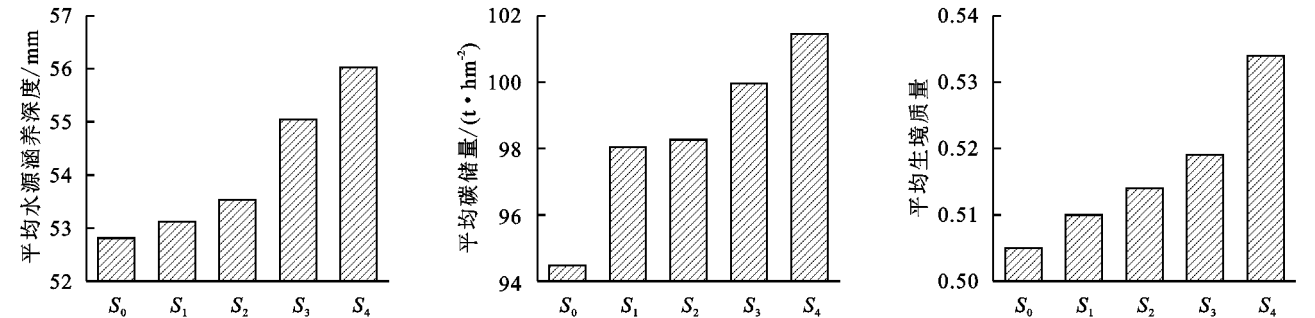
| 县区  | 2000 年      |   |          | 2018 年      |   |          | 2000—2018 年 |   |          |
|-----|-------------|---|----------|-------------|---|----------|-------------|---|----------|
|     | 水源<br>涵养/mm | 碳储量/<br>( $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) | 生境<br>质量 | 水源<br>涵养/mm | 碳储量/<br>( $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) | 生境<br>质量 | 水源<br>涵养/mm | 碳储量/<br>( $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ) | 生境<br>质量 |
| 围场县 | 100.07      | 96.69                                       | 0.66     | 99.61       | 97.31                                       | 0.66     | -0.46       | 0.62  | 0        |
| 康保县 | 54.18       | 114.89                                      | 0.78     | 50.40       | 112.74                                      | 0.78     | -3.78       | -2.15                                       | 0        |
| 沽源县 | 38.25       | 90.51                                       | 0.39     | 35.01       | 92.60                                       | 0.38     | -3.24       | 2.09  | -0.01    |
| 张北县 | 54.65       | 86.29                                       | 0.40     | 43.69       | 86.57                                       | 0.40     | -10.96      | 0.28  | 0        |
| 尚义县 | 44.23       | 91.45                                       | 0.39     | 43.67       | 93.18                                       | 0.38     | -0.56       | 1.73  | -0.01    |
| 丰宁县 | 58.80       | 95.18                                       | 0.50     | 57.70       | 110.54                                      | 0.56     | -1.1        | 15.36                                       | 0.06     |
| 总计  | 56.79       | 94.79                                       | 0.49     | 52.80       | 97.47                                       | 0.51     | -3.99       | 2.68  | 0.02     |

注:以上反映的均为平均水平。

3.3 生态修复措施对生态系统服务的影响

以 2018 年基础情景为基准水平,在林地缓冲带、植树造林、开垦荒地以及综合发展情景下,水源涵养深度分别提高了 0.61%,1.38%,4.26%,6.12%(图 2),对应的总量增加分别为  $6.13 \times 10^6$ ,  $1.388 \times 10^7$ ,  $4.286 \times 10^7$ ,  $6.157 \times 10^7\text{ m}^3$ 。在林地缓冲带情景下,林地面积相对 2018 年水平增加了约 4%,水源涵养量的增长非常轻微(0.61%);植树造林情景下林地面积增加了约 7%,水源涵养量增长 1.38%。可以认为,造林为主的生态修复措施对该区水源涵养服务提高不够明显。在开垦荒地情景和综合情景下水源涵养量分别提升了 4.24%,6.10%,这两种措施对水源涵养服务的提升作用较为明显。相比较而言,综合

情景下的水源涵养量变化主要是受开垦荒地情景主导,在该情景下,未利用地减少而耕地增加,植被覆盖水平的提高提高了地表土壤的持水、固土能力,水源涵养服务也因此提高。开垦荒地情景对水源涵养量的提升作用明显高于林地缓冲带情景和植树造林情景,这是由于坝上地区土地利用结构以及地形的特殊性所致。坝上地区的未利用地占比约 5%,且多分布在坡度平缓、海拔较低的区域。在开垦荒地情景下,大量未利用地(近 94.47%)被整改为耕地,另外,当未利用地整改为耕地后,土壤的持水性、固土性会得到增强,这综合地导致了坝上地区以扩张耕地为主的生态修复措施比造林为主的措施在提高水源涵养服务上更明显。



注: $S_0$ 为基础情景, $S_1$ 为水源缓冲带, $S_2$ 为植树造林, $S_3$ 为开垦荒地, $S_4$ 为综合发展。

图 2 不同生态修复措施下的生态系统服务

碳储量在水源缓冲带、植树造林、开垦荒地以及综合发展情景下分别增长了 3.78%,4.01%,5.81%,7.39%,单位面积碳储量分别达到了 98.04,98.26,99.96,101.45  $\text{t/hm}^2$ 。经分析,在水源缓冲带、植树造

林情景下,新增林地仅占整个研究区面积的 0.78%,1.38%,而碳储量增长均接近 4%;开垦荒地情景下新增耕地占比为 4.58%,相应的碳储量增长达到 5.81%。可以认为,林地扩张的情景对碳储量提升更

显著。一般而言,林地具有较高的植被覆盖水平,植物叶片经过光合作用固定的碳量远高于自身呼吸作用排放的碳量,林地净初级生产力较草地、耕地等更高,因此林地扩张情景对固碳功能的促进作用远高于耕地扩张情景。在综合情景下,碳储量有了较显著的上升,综合措施能够对坝上地区固碳、气候调节等服务均有明显的促进作用。

生境质量指数一定程度上反映的是生态系统的物种多样性以及自然栖息地的提供水平。在水源缓冲带、植树造林、开垦荒地以及综合发展情景下,坝上地区平均生境质量指数分别为 0.510,0.514,0.519,0.534,相比于 2018 年基础情景增长了 0.99%,1.78%,2.77%,5.74%。经分析,耕地、建设用地作为威胁源,当距离人类生活区越近时,对生态系统的干扰程度越大,生境质量指数相应地也就越低。在水源缓冲带、植树造林情景下,耕地、未利用地被林地代替,这既减少了威胁源数量,同时也提高了生态系统生境适宜度,进而促进了动植物栖息地面积和物种多样性的增加,因此生境质量指数得到了提高。开垦荒地情景中,未利用地到耕地的土地转变提高了区域内的生境适宜度,但也增加了威胁源数量,最终的生境质量水平较基准水平仍有所提高。

表 8 不同情景下生态系统服务之间相关系数

| 生态系统<br>服务类型 | 基础情景 |      | 水源缓冲带 |      | 植树造林 |      | 开垦荒地 |      | 综合发展 |      |
|--------------|------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|
|              | 水源涵养 | 碳储量  | 水源涵养  | 碳储量  | 水源涵养 | 碳储量  | 水源涵养 | 碳储量  | 水源涵养 | 碳储量  |
| 生境质量         | 0.48 | 0.50 | 0.48  | 0.51 | 0.42 | 0.42 | 0.47 | 0.52 | 0.43 | 0.46 |
| 水源涵养         | 1    | 0.24 | 1     | 0.24 | 1    | 0.16 | 1    | 0.24 | 1    | 0.19 |

4 讨论与结论

4.1 讨论

从本文的结果来看,耕地为坝上地区主要的土地利用类型(其次为林地和草地)以及草地缩减、建设用地增加等结果与文献[21]研究结论一致,本文结果具有可信度。在生态修复的相关研究中,汪言在等<sup>[22]</sup>模拟了坝上地区在林地恢复情景下的土壤侵蚀程度,发现该情景有效地减少了土壤侵蚀(6%~14%)从而提高了坝上地区水土保持服务。在坝上临近地区——潮河流域,吴一帆等<sup>[26]</sup>研究中发现该流域在河岸缓冲带、退耕还林下水源涵养量分别增长 7%,20%,这远高于本研究中的结果。经分析,该研究将河岸缓冲带距离设置为 1 km(本研究为 0.1 km),且在退耕还林情景中将未利用地、耕地一同转变为林地(本文仅考虑耕地),不同的土地变化数量导致了与本研究水源涵养量增长的差异。另外,在同地区且更大的区域,相关研究均论证了生态修复措施对碳储量<sup>[16]</sup>、生境质量等<sup>[6]</sup>生态系统服务的提升作用,与本

3.4 生态系统服务权衡与协同分析

生态系统服务的权衡关系是土地规划决策中必须重视的问题。本研究量化了由生态修复措施引起的土地利用类型改变对生态系统服务之间权衡与协同关系变化的影响。表 8 为不同生态修复措施情景下碳储量、生境质量和水源涵养服务在栅格尺度上两两之间的相关性,所有相关性系数均通过了  $p<0.01$  的显著性检验。总的来看,碳储量与生境质量之间、生境质量与水源涵养之间均存在较强的协同作用( $r>0.42$ ),这表明随着生境质量提高,水源涵养与碳储量服务也随之增加;水源涵养与碳储量之间存在着较弱的协同作用( $r<0.24$ ),这表明当水源涵养服务增加,碳储量尽管会增长但程度不明显。在水源缓冲带、开垦荒地措施情景下,生态系统服务之间协同作用相较于基准情景变化不大,在植树造林、综合发展措施情景下,这种协同作用均会变弱。相比于水源缓冲带与开垦荒地措施情景,植树造林与综合发展措施情景均采取了高坡度区域林地的扩张措施,可以认为,由生态修复措施所引起的土地利用转变对生态系统服务权衡与协同作用关系的影响主要取决于土地利用变化区域的地形,而并非变化的面积大小。

文结果基本一致。

从本文的误差分析,在数据处理上,由于二级分类中更细化的土地利用类型对应的径流系数等参数不易获取,土地利用数据仅采用了一级分类标准分为 6 个一级土地利用类型,该处理对结果的真实模拟产生了一定误差;此外,张北县的安固里淖于 2004 年已经干涸,然而土地利用数据中对应的区域仍然是水域。因此,本文对数据进行了人工纠正,将该区域的水域改变成未利用地,消除了数据来源误差。从情景分析来看,林地扩张措施(林地缓冲带、植树造林)并没有显著地提高水源涵养量。一般而言,林地具有较好的雨水下渗性和持水能力,也更适合于涵养水源。然而,林地较高的蒸散能力也会消耗区域内的水资源,导致涵养水源量偏低,相关研究已表明黄土高原地区由于人工造林导致的产水量平均减少幅度达到 50 mm/a<sup>[27]</sup>;另外,就本研究区而言,坝上地区处于干旱半干旱地区,年降雨量约 400 mm,但蒸发能力却高达 1 800 mm,在这样的水分限制区开展造林活动是需要谨慎考虑的。一般而言,林地较长的根系在



缺少雨水的补给下会吸收深层的地下水而导致浅层植物缺水而死亡,从而导致土壤失去保护更易受到侵蚀,使得土壤失去涵养水源的能力。需要强调的是,本研究仅以 2018 年为基准设计了生态修复措施在未来实施完成的情景,一般而言,林地不同的生长阶段发挥的生态功能并非完全相同,因此未来的研究会更侧重于对时间尺度的考量。

未利用地在坝上地区占有一定的比例,由于其大部分分布在坡度平缓、海拔低这样适合农田耕作的区域,因此也非常适合于开垦荒地。在开垦荒地措施下,由于几近全部的未利用地转变为了耕地,农业生产将得到较大的提高,但农业的过度扩张也会导致水源的污染和物种多样性的丧失,而且在实际中将未利用地改造成耕地难度大、成本高等问题也有待解决。可见,坝上地区的农业开垦措施需要合理、慎重开展。总体而言,InVEST 模型可以作为一个快速、多尺度评估生态系统服务的工具,但对于生态系统能流、物流、信息流的刻画仍缺乏详细的过程解释,未来的情景分析中应综合地考虑生态系统服务之间的权衡影响以及生态过程的其他影响因素。

## 4.2 结论

(1) 2000 年、2018 年坝上地区土地利用结构上呈现“耕地为主,林、草地为辅”,耕地、林地、草地面积平均占比分别为 49.54%,17.36%,24.46%;土地利用数量变化上表现为“两增四减”,即,林地面积明显增加(19.91%),草地面积明显减少(-10.52%),建设用地增幅显著(43.16%),水域降幅显著(-31.75%),耕地、未利用地减少相对不明显。

(2) 2000—2018 年,林地的显著扩张整体提高了坝上生态系统服务的供给,尽管水源涵养服务有所减少,水源涵养量由 10.71 亿  $\text{m}^3$  下降到 9.96 亿  $\text{m}^3$ ,但碳储量和生境质量增强,碳储量由 1.82 亿 t 增长到 1.87 亿 t,平均生境质量指数由 0.49 增长到 0.51。

(3) 生态修复措施中,当林地扩张 4%~7%时,林地缓冲带、植树造林等措施能够提高碳储存(3.8%~4.0%),但对水源涵养(0.6%~1.4%)和生境质量(1%~2%)提升不明显;开垦荒地和综合发展措施对水源涵养(4%~6%)、碳储量(4.6%~5.8%)和生境质量(2.8%~5.7%)的提升均相对较明显。以减少荒地扩张农业的生态修复措施对坝上地区生态系统服务的提升作用相对明显,以林地扩张为主的措施作用则相对有限。

(4) 碳储量、生境质量、水源涵养两两之间均存在正相关关系(协同),陡坡植树措施会削弱生态系统服务之间的协同作用。

## 参考文献:

- [1] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being[M]. Washington DC: Island Press, 2005.
- [2] 吴杨,潘玉雪,张博雅,等. IPBES 框架下的生物多样性和生态系统服务区域评估及政策经验[J]. 生物多样性, 2020, 28(7): 913-919.
- [3] 金贵,邓祥征,赵晓东,等. 2005—2014 年长江经济带城市土地利用效率时空格局特征[J]. 地理学报, 2018, 73(7): 1242-1252.
- [4] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital[J]. Science, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [5] 元杰,姚顺波,侯孟阳,等. 退耕还林还草工程对生态系统碳储存服务的影响:以黄土高原丘陵沟壑区子长县为例[J]. 自然资源学报, 2020, 35(4): 826-844.
- [6] 郑树峰,王丽萍,臧淑英. 大兴安岭天保工程区生态系统服务变化研究[J]. 地理科学, 2021, 41(7): 1295-1302.
- [7] Cao S X, Chen L, Shankman D, et al. Excessive reliance on afforestation in China's arid and semi-arid regions: Lessons in ecological restoration[J]. Earth-Science Reviews, 2011, 104(4): 240-245.
- [8] 杨洁,谢保鹏,张德罡. 基于 InVEST 模型的黄河流域产水量时空变化及其对降水和土地利用变化的响应[J]. 应用生态学报, 2020, 31(8): 2731-2739.
- [9] 郭洪伟,孙小银,廉丽妹,等. 基于 CLUE-S 和 InVEST 模型的南四湖流域生态系统产水能力对土地利用变化的响应[J]. 应用生态学报, 2016, 27(9): 2899-2906.
- [10] Sun X, Li F. Spatiotemporal assessment and trade-offs of multiple ecosystem services based on land use changes in Zengcheng, China[J]. Science of the Total Environment, 2017, 609: 1569-1581.
- [11] Gao J, Li F, Gao H, et al. The impact of land-use change on water-related ecosystem services: a study of the Guishui River Basin, Beijing, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 163(S): 148-155.
- [12] Sharps K, Masante D, Thomas A, et al. Comparing strengths and weaknesses of three ecosystem services modelling tools in a diverse UK river catchment[J]. Science of the Total Environment, 2017, 584: 118-130.
- [13] Ochoa V, Urbina-Cardona N. Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges[J]. Ecosystem Services, 2017, 26: 155-169.
- [14] 赵晓同,王建,苏军德,等. 基于 InVEST 模型和莫兰指数的甘肃省生境质量与退化度评估[J]. 农业工程学报, 2020, 36(18): 301-308.
- [15] Shoyama K, Yamagata Y. Predicting land-use change for biodiversity conservation and climate-change mitigation and its effect on ecosystem services in a watershed in Japan[J]. Ecosystem Services, 2014, 8: 25-34.



3487-3495.

[8] 李晓凤.毛乌素沙地沙漠化逆转过程及成因分析[D].西安:陕西师范大学,2017.

[9] 韩雪莹,杨光,秦富仓,等.毛乌素沙地近 30 年沙漠化土地时空动态演变格局[J].水土保持研究,2019,26(5):144-157.

[10] Zhang M M, Wu X Q. The rebound effects of recent vegetation restoration projects in Mu Us Sandy land of China[J]. Ecological Indicators, 2020, 113. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106228.

[11] 朱芳莹.中国北方四大沙地近 30 年时空变化及气候影响[D].南京:南京大学,2015.

[12] 胡永宁,王林和,张国胜,等.毛乌素沙地 1969—2009 毛主要气候因子时间序列小波分析[J].中国沙漠,2013,33(2):390-395.

[13] 刘宇峰,杜忠潮,原志华,等.近 60 a 毛乌素沙地东缘主要气候要素的多时间尺度变化特征[J].干旱区资源与环境,2016,30(9):121-127.

[14] Li Y R, Cao Z, Long H L, et al. Dynamic analysis of ecological environment combined with land cover and NDVI changes and implications for sustainable urban-rural development: The case of Mu Us Sandy Land, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2017,142(2):697-715.

[15] 郭紫晨,刘树林,康文平,等.2000—2015 年毛乌素沙区植被覆盖度变化趋势[J].中国沙漠,2018,38(5):1099-1107.

[16] Liang P, Yang X P. Landscape spatial patterns in the Maowusu (Mu Us) Sandy Land, northern China and their impact factors[J]. Catena, 2016,145:321-333.

[17] 王立新,刘华民,杨劼,等.毛乌素沙地气候变化及其对植被覆盖的影响[J].自然资源学报,2010,25(12):2030-2039.

[18] Dai Z G. Intensive agropastoralism, dryland degradation, the Grain-to-Green Program and islands of sustainability in the Mu Us Sandy Land of China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010,138(3/4):249-256.

[19] Kalnay E, Cai M. Impact of urbanization and land-use change on climate[J]. Nature, 2003,423:528-531.

[20] 金凯.中国植被覆盖时空变化及其与气候和人类活动的关系[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2019.

[21] Nayak S, Mandal M. Impact of land use and land cover changes on temperature trends over India[J]. Land Use Policy, 2019,89. DOI:10.1016/j.landusepol.2019.104238.

[22] 朱会义,李秀彬.关于区域土地利用变化指数模型方法的讨论[J].地理学报,2003,58(5):643-650.

[23] 刘纪远,邵全琴,延晓东,等.土地利用变化影响气候变化的生物地球物理机制[J].中国自然杂志,2014,36(5):356-363.

[24] 秦大河.气候系统变化与人类活动[M].北京:气象出版社,2003.

[25] 姜蓝齐.黑龙江省近百年 LUCC 对区域气温变化的影响及机制研究[D].哈尔滨:哈尔滨师范大学,2017.

[26] Shen X J, Liu B H, Lu X G. Effects of land use/land cover on diurnal temperate range in the temperate grassland region of China[J]. Science of the Total Environment, 2017,575:1211-1218.

[27] 邵璞,曾晓东.土地利用和土地覆盖变化对气候系统影响的研究进展[J].气候与环境研究,2012,17(1):103-111.

(上接第 199 页)

[16] 刘孟竹,王彦芳,裴宏伟.退耕还林(草)背景下中国北方农牧交错带土地利用及碳储量变化[J].中国沙漠,2021,41(1):174-182.

[17] 欧阳志云,王桥,郑华,等.全国生态环境十年变化(2000—2010 年)遥感调查评估[J].中国科学院院刊,2014,29(4):462-466.

[18] 王彦芳,裴宏伟.1980—2015 年河北坝上地区生态环境状况评价与对策研究[J].生态经济,2018,34(1):186-190,236.

[19] 王强,康慕谊,邢开雄.基于水资源约束的张家口坝上生态经济发展研究[J].北京师范大学学报:自然科学版,2011,47(6):618-624.

[20] 胡曾曾.首都水源涵养区和生态环境支撑区的生态补偿量化研究[D].北京:首都经济贸易大学,2018.

[21] 刘晓,张学霞,徐新良,等.河北坝上土地利用变化对生态服务价值的影响[J].北京林业大学学报,2019,41(8):94-104.

[22] 汪言在,董一帆,苏正安.基于土地利用与植被恢复情景的土壤侵蚀演变特征[J].自然资源学报,2020,35(6):1369-1380.

[23] 刘孟竹,王彦芳,裴宏伟.基于土地利用变化的河北省坝上地区景观生态风险评价[J].水土保持通报,2020,40(4):303-311.

[24] 吴瑞,刘桂环,文一惠.基于 InVEST 模型的官厅水库流域产水和水质净化服务时空变化[J].环境科学研究,2017,30(3):406-414.

[25] 李瑾璞,夏少霞,于秀波,等.基于 InVEST 模型的河北省陆地生态系统碳储量研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(7):854-861.

[26] 吴一帆,张璇,李冲,等.生态修复措施对流域生态系统服务功能的提升:以潮河流域为例[J].生态学报,2020,40(15):5168-5178.

[27] Sun G, Zhou G Y, Zhang Z Q, et al. Potential water yield reduction due to forestation across China[J]. Journal of Hydrology, 2006,328(3):548-558.