

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2025.02.022; CSTR:32311.14.rswc.2025.02.022.

张恺, 易桂花, 张廷斌, 等. 川西高原生态系统服务功能权衡协同关系及其归因分析[J]. 水土保持研究, 2025, 32(2): 366-376.

Zhang Kai, Yi Guihua, Zhang Tingbin, et al. Analysis of trade-off and synergistic relationships and attribution of ecosystem services in Western Sichuan Plateau[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2025, 32(2): 366-376.

# 川西高原生态系统服务功能权衡协同关系及其归因分析

张 恺<sup>1</sup>, 易桂花<sup>2</sup>, 张廷斌<sup>1,4</sup>, 李景吉<sup>3,4</sup>, 王国严<sup>2</sup>, 李蓝星<sup>1</sup>, 党伟洋<sup>1</sup>

(1.成都理工大学 地球与行星科学学院, 成都 610059;

2.成都理工大学 地理与规划学院, 成都 610059; 3.成都理工大学 生态环境学院,

成都 610059; 4.国家环境保护水土污染协同控制与联合修复重点实验室/成都理工大学, 成都 610059)

**摘 要:** [目的] 分析川西高原 3 种关键生态系统服务的权衡协同关系, 揭示自然因素的影响机制, 进而为川西高原的可持续发展提供科学支撑。[方法] 基于 InVEST 模型评估并分析了川西高原 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年、2020 年水源涵养、土壤保持和碳存储 3 种生态系统服务功能及其时空分布特征, 利用双变量 Moran's *I* 指数分析了川西高原生态系统服务功能间的权衡协同关系, 使用冗余分析揭示了各生态系统服务功能的影响因素。[结果] 川西高原多年平均水源涵养量为 249.24 mm, 土壤保持量为 226.18 t/hm<sup>2</sup>, 碳存储量为 118.56 t/hm<sup>2</sup>。土壤保持和水源涵养功能之间以及水源涵养和碳存储功能之间的协同关系呈增强趋势, 土壤保持和碳存储功能之间的协同关系保持稳定。[结论] 2000—2020 年, 协同关系是川西高原水源涵养、土壤保持和碳存储功能之间的主导关系, 水源涵养主要受降水和气温影响, 土壤保持主要受林地、灌木和降水影响, 碳存储主要受林地和灌木影响。

**关键词:** 生态系统服务; 权衡/协同; 冗余分析; 川西高原

中图分类号: X171.1

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2025)02-0366-11

## Analysis of trade-off and synergistic relationships and attribution of ecosystem services in Western Sichuan Plateau

Zhang Kai<sup>1</sup>, Yi Guihua<sup>2</sup>, Zhang Tingbin<sup>1,4</sup>, Li Jingji<sup>3,4</sup>, Wang Guoyan<sup>2</sup>, Li Lanxing<sup>1</sup>, Dang Weiyang<sup>1</sup>

(1.College of Earth and Planetary Sciences, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China; 2.College of Geography and Planning, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China; 3.College of Ecological Environment, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China; 4.State Environmental Protection Key Laboratory of Synergetic Control and Joint Remediation for Soil & Water Pollution, Chengdu University of Technology, Chengdu 610059, China)

**Abstract:** [Objective] The aims of this study are to analyze the trade-offs and synergies among three key ecosystem services on the Western Sichuan Plateau, to reveal the influence mechanisms of natural factors, and to provide scientific support for sustainable development on the Western Sichuan Plateau. [Methods] Based on the InVEST model, the spatial-temporal distribution characteristics of three ecosystem service functions: water retention, soil retention, and carbon storage, in the Western Sichuan Plateau in 2000, 2005, 2010, 2015 and 2020 were assessed and analyzed. The trade-off and synergistic relationships among these ecosystem service functions were analyzed using the bivariate Moran's *I* index. The influencing factors of each ecosystem service function were revealed through redundancy analysis. [Results] The average annual water retention in the Western Sichuan Plateau was 249.24 mm, soil retention was 226.18 t/hm<sup>2</sup>, and carbon storage was 118.56 t/hm<sup>2</sup>. The synergistic relationship between soil retention and water retention functions and between water

收稿日期: 2024-04-12

修回日期: 2024-06-06

接受日期: 2024-06-27

资助项目: 国家自然科学基金(41801099); 四川省科技计划项目(2022YFS0491)

第一作者: 张恺(1998—), 男, 四川绵阳人, 硕士研究生, 研究方向为资源与环境遥感。E-mail: ccuhyibt@163.com

通信作者: 易桂花(1982—), 女, 四川南部人, 博士, 教授, 主要从事资源与环境遥感研究。E-mail: yigh@cdut.edu.cn

<http://stbcyj.paperonce.org>

retention and carbon storage functions showed an increasing trend. The synergistic relationship between soil retention and carbon storage functions remained stable. [Conclusion] From 2000 to 2020, the synergy relationship was the dominant one among water retention, soil retention and carbon storage functions in the Western Sichuan Plateau. Water retention was mainly influenced by precipitation and temperature. Soil retention was primarily affected by forestland, shrubs and precipitation, while carbon storage was primarily influenced by forestland and shrubs.

**Keywords:** ecosystem service; trade-offs/synergy; redundancy analysis; Western Sichuan Plate

生态系统服务指人类从自然生态系统中获得的惠益<sup>[1]</sup>。提升生态系统多样性、稳定性和持续性是当前生态文明建设的重要任务。各种生态系统服务功能之间并非孤立存在,而是相互关联、相互影响的。生态系统服务种类的复杂性、多样性和时空异质性<sup>[2]</sup>,使得生态系统服务之间的关系在时间上呈动态性,空间上呈非线性关系<sup>[3]</sup>。由于生态系统服务功能的独特性,单一追求某一生态系统服务功能的增长往往以牺牲其他功能为代价,这种权衡可能对区域可持续发展构成长期威胁。过去的几十年里,大规模的森林砍伐和草地退化现象频发<sup>[4]</sup>,导致生态系统服务功能遭受不同程度的损害。因此,在可持续发展目标下,理解和把握生态系统服务功能之间的权衡协同关系,对于实现生态系统服务功能的最大化,促进人与自然和谐共生具有重要意义,掌握生态系统服务功能的变化特征及其影响因素对生态文明建设至关重要。

生态系统服务功能间的权衡协同关系源于自然与社会因素的相互作用<sup>[5]</sup>,研究表明,对权衡协同关系的关键驱动因素进行人工管理和干预可以使权衡协同关系相互转化<sup>[6]</sup>。前人多使用差异比较法<sup>[7]</sup>和均方根误差指数<sup>[8]</sup>研究生态系统服务功能间的权衡协同关系,然而差异比较法侧重于不同年份生态系统服务间权衡协同的空间关系研究,忽略了同一年份生态系统服务间的权衡协同关系分析,使得生态系统服务间权衡协同空间关系研究结果产生变化;均方根误差法则通过间接比较得出权衡协同关系。本文则使用双变量 Moran's  $I$  指数法,该方法通过考虑生态系统服务功能间的空间权重,能准确地体现生态系统服务功能的空间关联。

目前,关于生态系统服务功能的研究主要集中在功能评估及其变化趋势上,进而识别各生态系统服务功能间的关系及影响因素<sup>[9-10]</sup>,但是,关于川西高原综合生态系统服务功能长时间序列的权衡协同关系特征及其影响因素尚不清楚。川西高原是长江中上游防护林体系建设的水源涵养重点治理区,区内水土流失严重、水资源时空分布不均和生态用水局部失衡

等问题使得川西高原生态系统面临重大压力<sup>[11]</sup>,2000年以来,实施了天保工程、退耕还林、退牧还草、轮牧休牧、免耕补播等生态保护工程和措施<sup>[12]</sup>。这些举措对自然生态系统产生直接影响,川西高原生态系统服务功能权衡协同关系发生的变化以及影响因素犹未可知。因此,本研究利用 InVEST 模型,结合土地利用数据、气象数据和 DEM 数据,对 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年和 2020 年川西高原的水源涵养、土壤保持和碳存储量进行评估,分析川西高原生态系统服务的时空变化特征、权衡协同关系,揭示各生态系统服务功能的影响因素并量化其影响程度,为促进川西高原生态文明建设和经济社会可持续发展提供支撑。

## 1 数据来源与数据预处理

### 1.1 研究区概况

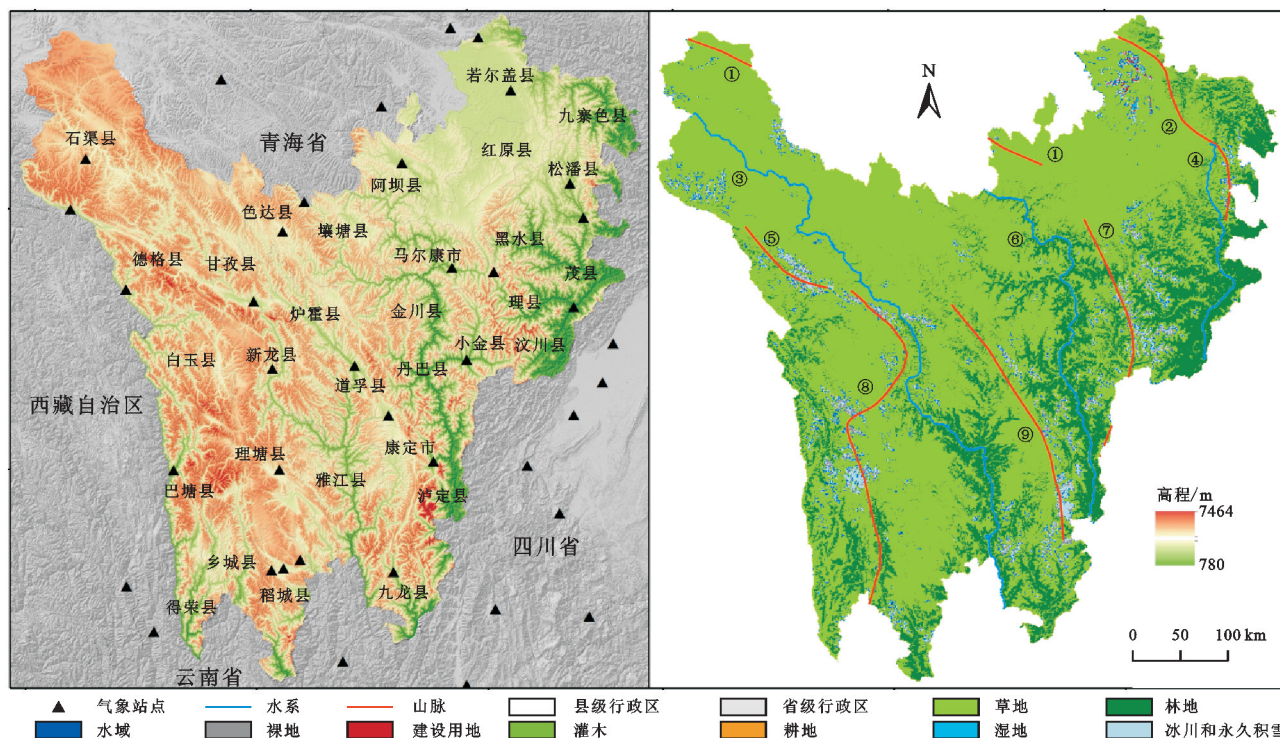
川西高原位于横断山脉东段,地处青藏高原与四川盆地之间,地理坐标范围为  $27^{\circ}57' - 34^{\circ}11'N$ ,  $97^{\circ}21' - 104^{\circ}26'E$ 。研究区包括四川省甘孜藏族自治州和阿坝藏族羌族自治州 31 个县,面积 23.27 万  $km^2$  (图 1)。该区地处中国地势第一阶梯向第二阶梯的过渡地带,平均海拔 3 988 m,分布高原、山地和丘陵等多种地貌类型,金沙江、岷江、雅砻江、大渡河等河流广布,径流量大。由于川西高原特殊的地理位置和地形地貌,形成了亚热带、温带和寒带 3 个立体气候带,同时也是大陆季风气候向高原季风气候的过渡区。川西高原是中国典型的生态环境脆弱区和气候变化敏感区<sup>[13]</sup>,作为全国生态功能区划中确定的川西北水源涵养与生物多样性保护功能区,川西高原是连接青藏高原和川滇生态屏障的重要生态廊道,区内森林、草原和湿地等生态系统在水源涵养、土壤保持、生物多样性保护和区域气候调节等方面发挥重要作用。

### 1.2 数据来源及处理

本文使用的数据主要包括土地利用数据、高程、潜在蒸散发、根系深度、全球土壤数据库、气象站点观测数据、人口密度数据、夜间灯光数据和用于模型的

生物物理系数表。土地利用数据来自杨杰等公布的 CLCD 数据<sup>[14]</sup> (<https://zenodo.org/record/5816591#.ZAWM3BVB5c>), 该数据将土地利用类型分为耕地、林地、草地、灌木、湿地、水域、冰川和永久积雪、裸地和建设用地 9 类, 本研究使用 2000 年、2005 年、2010 年、2015 年和 2020 年 5 个时期的土地利用数据。潜在蒸散发数据来自国家青藏高原科学数据中心 (<https://data.tpdc.ac.cn/>)。气象数据来自美国国家海洋和大气管理局 (NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration) 提供的气温降水日值观

测数据 (<https://www.ncei.noaa.gov/maps/daily/>)。气象站点数据经 Anusplin 和克里金插值法处理为栅格数据。土壤数据库来自联合国粮农组织的协调世界土壤数据库 v1.2 (<https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/en/>)。使用中国基岩深度图 (<http://globalchange.bnu.edu.cn/research/cdtb.jsp>) 的基岩深度代替世界土壤数据库中的最大根系限制层深度。所有数据统一空间参考为 WGS\_1984\_UTM\_Zone\_47N, 空间分辨率为 100 m×100 m。



注: 基于标准地图服务系统下载的审图号 GS(2020)4619 号的标准地图制作, 底图未做修改, 下图同。① 巴颜喀拉山; ② 岷山; ③ 雅砻江; ④ 岷江; ⑤ 雀儿山; ⑥ 大渡河; ⑦ 邛崃山; ⑧ 沙鲁里山; ⑨ 大雪山。

图 1 研究区概况

Fig. 1 Overview of the study area

## 2 研究方法

### 2.1 生态系统服务模型

(1) 水源涵养。InVEST 模型中的产水量 (Water Yield) 模块基于 Budyko 水热耦合公式<sup>[15]</sup> 及水量平衡方程对区域各网格产水进行估算, 利用降水量减去实际蒸散量计算每个栅格的水源供给量, 其基本公式为:

$$Y_x = \left(1 - \frac{AET_x}{Pre_x}\right) \cdot Pre_x \quad (1)$$

$$\frac{AET_x}{Pre_x} = 1 + \frac{PET_x}{Pre_x} - \left[1 + \left(\frac{PET_x}{Pre_x}\right)^{\omega_x}\right]^{\frac{1}{\omega_x}} \quad (2)$$

式中:  $Y_x$  为产水量;  $AET_x$  为栅格单元的实际蒸散发 (mm);  $Pre_x$  为栅格单元的年降水量 (mm);  $\omega_x$  为自然

气候-土壤性质的非物理参数。

使用参考作物蒸散发计算水域、裸地、建设用地、湿地、冰川和永久积雪等其他土地利用的实际蒸散发, 计算公式为:

$$AET_x = \min[K_c(l_c) \cdot ET_0(x), Pre_x] \quad (3)$$

$$PET_x = K_c(x) \cdot ET_0(x) \quad (4)$$

$$\omega_x = \frac{AWC_x \cdot Z}{Pre_x} + 1.25 \quad (5)$$

$$AWC_x = \min(D_{\max soilx}, D_{rootx}) \cdot PAWC_x \quad (6)$$

$$PAWC_x = 54.509 - 0.132 C_{sand} - 0.003 (C_{sand})^2 - 0.055 C_{silt} - 0.006 (C_{silt})^2 - 0.738 C_{clay} + 0.007 (C_{clay})^2 - 2.688 C_{OM} + 0.501 (C_{OM})^2 \quad (7)$$



式中:  $K_e(l_c)$  为土地利用类型对应的植被蒸散系数;  $PET_x$  为栅格单元  $x$  的潜在蒸散量;  $ET_0(x)$  为参考作物蒸散量;  $K_e(x)$  为参考作物蒸散系数;  $AWC_x$  为植被有效利用水含量(mm), 是田间持水量和萎蔫点的差值;  $PAWC_x$  为植被可利用水率(%);  $Z$  为 Zhang 系数;  $D_{maxsoil\ x}$  为最大土层深度;  $D_{root\ x}$  为根系深度;  $C_{sand}$ ,  $C_{silt}$ ,  $C_{clay}$  和  $C_{OM}$  分别为土壤砂粒含量(%), 粉粒含量(%), 黏粒含量(%) 和有机质含量(%), 其中有机质含量(%) 采用 Bemmelen 系数由有机碳含量( $C_{OC}$ ) 转换得到<sup>[16]</sup>。

水源涵养量经 InVEST 模型产水量模块计算得到的水源供给量经过流速系数、土壤饱和导水率和地形指数修正得到。根据刘越等<sup>[17]</sup>的研究获得流速系数, 土壤饱和导水率采用澳大利亚威尔士大学开发的 Neuro Theta 软件计算, 使用 DEM 计算地形指数 TI, 公式为:

$$WR = \min(249/V, 1) \times \min(1, 0.9 \times TI/3) \times \min(1, K_{sat}/300) \times Y \quad (8)$$

$$TI = \lg(D/S \times P) \quad (9)$$

式中:  $WR$  为研究区域水源涵养量(mm);  $TI$  为地形指数;  $V$  为流速系数;  $K_{sat}$  为土壤饱和导水率(cm/d);  $Y$  为模型计算的产水量(mm);  $D$  为集水区栅格数量, 无量纲;  $S$  为土层深度(mm);  $P$  为百分比坡度。

(2) 土壤保持模块。InVEST 模型中的水土保持模块采用通用土壤流失方程对区域土壤侵蚀量进行估算, 计算公式为:

$$ULSE = R \times K \times LS \times C \times P \quad (10)$$

$$RKLS = R \times K \times LS \quad (11)$$

式中:  $ULSE$  为考虑了管理、工程措施的实际土壤侵蚀量;  $RKLS$  为基于研究区特定地貌气候条件及裸地情形下的潜在土壤侵蚀量;  $R$  为降雨侵蚀力因子 [ $MJ \cdot mm/(hm^2 \cdot h)$ ];  $LS$  为坡长坡度因子;  $C$  为植被覆盖度因子;  $K$  为土壤可蚀性因子 [ $t \cdot h/(MJ \cdot mm)$ ];  $P$  为水土保持措施因子。

$$SR = RKLS - ULSE \quad (12)$$

$$R = \alpha \cdot Pa^\beta \quad (13)$$

$$K = (-0.01383 + 0.51575K_{epic}) \times 0.1317 \quad (14)$$

$$K_{epic} = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[ -0.0256 ms \left( 1 - \frac{msilt}{100} \right) \right] \right\} \times \left( \frac{msilt}{mc + msilt} \right)^{0.3} \times \left[ 1 - \frac{0.25orgC}{orgC + \exp(3.7 - 2.95orgC)} \right] \times \left\{ - \frac{0.7(-ms/100)}{\left( 1 - \frac{ms}{100} \right) + \exp \left[ -5.51 + 22.9 \left( 1 - \frac{ms}{100} \right) \right]} \right\} \quad (15)$$

式中:  $SR$  为土壤保持量;  $Pa$  为各年的降雨量;  $K_{epic}$  为侵蚀/生产力影响模型 EPIC;  $mc$ ,  $msilt$ ,  $ms$  和  $orgC$  分别为黏粒、粉粒、砂粒和有机碳的百分比含量;  $\alpha$  和

$\beta$  分别为 0.053 4, 1.654 8。

(3) 碳存储模块。一个地块上的碳存储很大程度上取决于 4 个碳库(地上生物量、地下生物量、土壤和死亡有机质)的大小。计算公式如下:

$$C_{tot} = C_{above} + C_{below} + C_{soil} + C_{dead} \quad (16)$$

式中:  $C_{tot}$  为总碳存储量;  $C_{above}$  为地上碳存储;  $C_{below}$  为地下碳存储;  $C_{soil}$  为土壤碳存储;  $C_{dead}$  为死亡有机质碳存储。

## 2.2 双变量空间自相关分析

双变量全局 Moran's  $I$  指数的范围为  $[-1, 1]$ , 当 Moran's  $I > 0$  时, 表示研究区水源涵养、土壤保持和碳存储 3 种生态系统服务功能中任意 2 种间呈正相关关系, 表现为协同; 当 Moran's  $I < 0$  时, 表示研究区任意 2 种生态系统服务间呈负相关关系, 表现为权衡; 当 Moran's  $I = 0$  时, 表示研究区生态系统服务间不相关, 显著性则表示这种空间关联关系是否明显。其显著性判定规则见表 1。双变量局部 Moran's  $I$  指数通过双变量局部空间关联指数(Local Indicators of Spatial Association, LISA) 聚类图来表达<sup>[18]</sup>, 双变量 LISA 聚类图可划分为高高集聚、低低集聚、高低集聚和低高集聚 4 种集聚类型。高高型集聚表示区域的自变量值与因变量值都较高; 低低型集聚表示区域的自变量值与因变量值都较低; 高低型集聚表示区域的自变量值较高, 其邻近区域的因变量值较低; 低高型集聚表示区域的自变量值较低, 而其邻近区域的因变量值较高。高高型集聚和低低型集聚说明区域的自变量值和邻近区域的因变量属于协同关系, 而高低型集聚和低高型集聚说明区域的自变量值和邻近区域的因变量属于权衡关系。本文基于川西高原县级行政区划, 使用双变量 Moran's  $I$  指数分析川西高原生态系统服务(水源涵养、土壤保持、碳存储)的权衡协同关系。

表 1 双变量 Moran's  $I$  指数显著性判定规则

Table 1 Significance determination rules for bivariate

Moran's $I$ index		
Z 值(标准差)	p 值(概率)	置信度/%
$< -1.65, > 1.65$	$< 0.1$	90
$< -1.96, > 1.96$	$< 0.05$	95
$< -2.58, > 2.58$	$< 0.01$	99

## 2.3 生态系统服务功能归因分析

冗余分析(Redundancy Analysis, RDA)是一种直接梯度分析方法, 从统计学角度分析单变量与多变量或多变量与多变量之间的关系<sup>[19]</sup>, 目的是寻找能最大程度解释响应变量矩阵变差的一系列解释变量的线性组合。利用置换检验判断解释变量对响应变量是否产生显著影响<sup>[20]</sup>, 选择通过蒙特卡洛检验

( $p < 0.05$ ) 的环境变量进入下一步分析, 量化对生态系统服务功能的解释程度。

本文选择经产水量 (WY) 修正后的水源涵养 (WR)、土壤保持 (SR) 和碳存储 (CS) 作为响应变量。选取高程 (DEM)、坡度 (Slope)、年降雨量 (Pre)、年均气温 (Tem)、林地 (Forest) 比例、草地 (Grass) 比例和灌木 (Shrub) 比例作为解释变量。生态系统服务功能与解释变量之间的夹角反映它们之间的相关性, 当夹角为锐角, 变量之间呈正相关关系, 夹角越小, 正相关关系越强; 当夹角为钝角, 变量之间呈负相关关系, 夹角越大, 负相关关系越强; 当夹角为  $90^\circ$ , 变量之间不相关。带箭头的线段长度代表了自然因素对响应变量的解释程度。

### 3 结果与分析

#### 3.1 川西高原生态系统服务功能时空分布特征

2000—2020 年, 川西高原平均水源涵养量为 249.24 mm, 水源涵养量高值区分布在川西高原巴颜喀拉山西部、沙鲁里山西部和雀儿山的草地生态系统, 低值主要成片分布在川西高原东部的大雪山和邛

崃山 (图 2A)。从整体空间格局来看, 水源涵养量增加区成片分布在川西高原的巴颜喀拉山、邛崃山和雀儿山的南部以及沙鲁里山和大雪山等地, 减少区成片分布在川西高原的岷山以及巴颜喀拉山、雀儿山和邛崃山的北部 (图 2B)。川西高原主要生态系统的平均水源涵养量由高到低依次为灌木、草地、林地和耕地 (图 3A)。2000—2010 年, 川西高原平均水源涵养量呈减少趋势, 2000—2005 年期间减少的最多, 为 50.31 mm。2010—2020 年, 川西高原平均水源涵养呈增加趋势, 增加了 29.31 mm。

川西高原平均碳存储量为  $118.56 \text{ t/hm}^2$ 。整体上, 川西高原碳存储高值区成片分布在川西高原的大雪山、岷山和沙鲁里山的边缘、邛崃山北部、阿坝县、马尔康市和壤塘县等地的林地和灌木生态系统, 低值区则成片分布于沙鲁里山、邛崃山、大雪山和雀儿山等地的中部的的水域和冰川及永久积雪生态系统 (图 2C)。2000—2020 年, 碳存储量减少最明显的区域位于川西高原西北部石渠县的草地生态系统 (图 2D)。川西高原主要土地利用类型的年均碳存储总量由高到低依次为草地、林地和灌木 (表 2)。

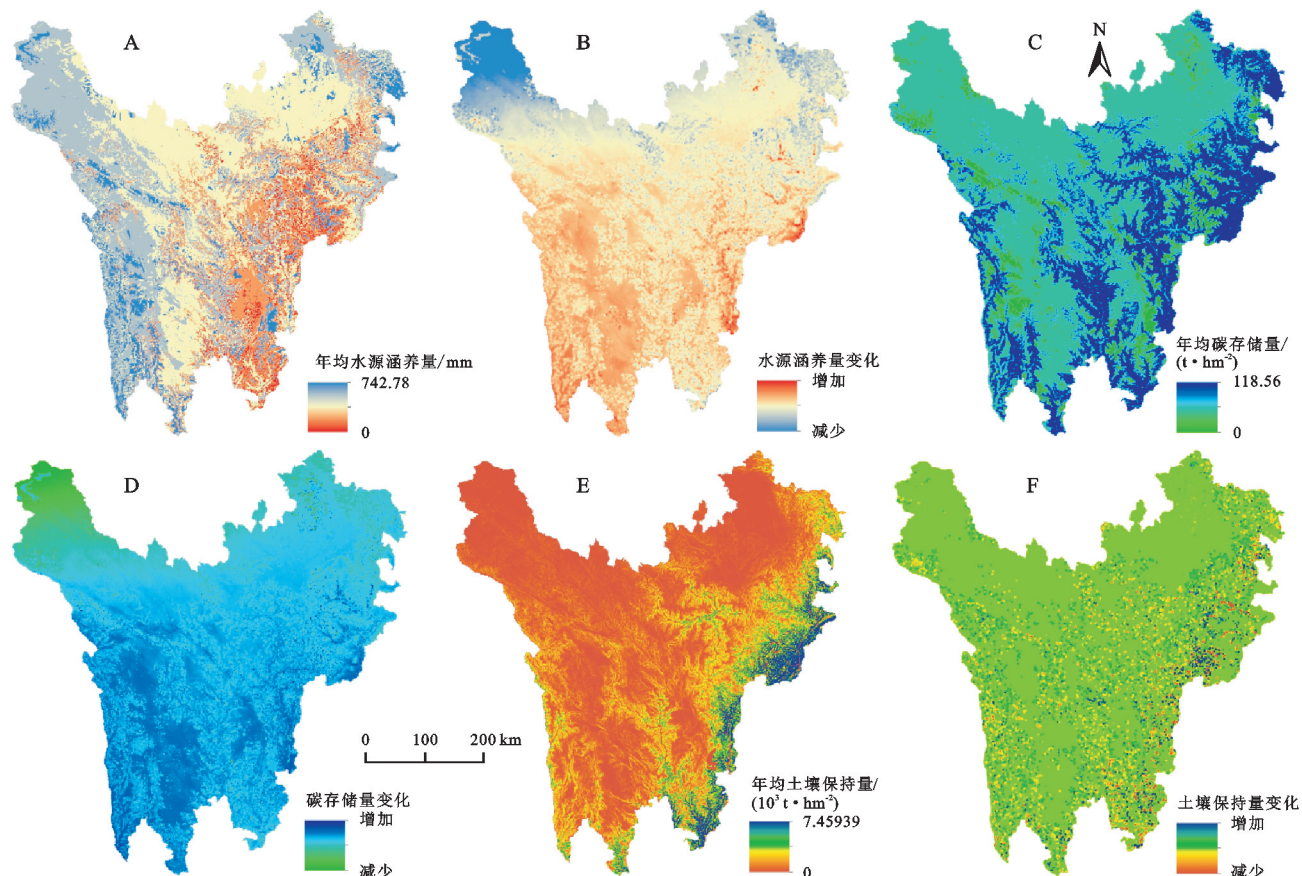


图 2 2000—2020 年川西高原生态系统服务功能空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of ecosystem service functions in the Western Sichuan Plateau from 2000 to 2020

川西高原平均土壤保持量为  $226.18 \text{ t/hm}^2$ , 土壤保持高值主要分布在邛崃山中部、大雪山南部和岷山

西部, 低值主要分布在川西高原沙鲁里山、雀儿山和巴颜喀拉山的部分林地和灌木区域 (图 2E)。从整体

空间分布来看,2000—2020 年川西高原土壤保持量增加区零散分布在川西高原东部草地和林地生态系统,减少区成片分布在红原县和若尔盖县的草地生态系统(图 2F)。川西高原各土地利用类型的平均土壤保持量由高到低依次为耕地、林地、灌木和草地(图 3B)。川西高原耕地平均土壤保持量最大,与 2000 年相比,2005 年、2010 年、2015 年、2020 年的平均土壤保持量均有不同程度增加,2000—2005 年期间,川西高原平均土壤保持量增加最多,为 0.65 t/hm<sup>2</sup>。

表 2 川西高原 2000—2020 年主要土地利用类型  
碳存储总量占比

Table 2 Proportion of total carbon storage in each land use type in the Western Sichuan Plateau from 2000 to 2020						
年份	耕地	林地	灌木	草地	建设用地	湿地
2000	0.02	26.40	24.57	48.89	0.05	0.08
2005	0.02	26.93	24.71	48.33	0.01	0
2010	0.02	27.43	24.39	48.09	0.02	0.06
2015	0.01	27.71	24.42	47.82	0.02	0.03
2020	0.01	27.88	24.64	47.32	0.05	0.10
均值	0.01	27.27	24.54	48.09	0.03	0.05

3.2 川西高原生态系统服务权衡协同关系

Moran's *I* 指数结果表明,2000—2020 年川西高原各生态系统服务功能间均呈现出强协同关系,协

同关系在 2015 年最强(图 4)。水源涵养与碳存储的协同关系强度在 2000—2020 年呈波动变化,与 2000 年相比,Moran's *I* 指数在 2015 年增加了 114.41%;土壤保持与水源涵养的协同关系呈现出波动增强的趋势,在 2015 年达到相对最强协同关系,增加了 65.89%,2015 年之后有所减弱,但仍高于 2000 年;土壤保持与碳存储呈现出稳定的强协同关系。

土壤保持和碳存储之间呈现最强的正相关关系(图 5),以协同关系为主(图 6),空间变化不显著,高高协同主要分布在川西高原东部的林地和草地生态系统,低低协同主要分布在西北部的草地和湿地生态系统。川西高原植被茂密,存在成片分布的草地、林地和灌木等植被,有利于固碳和减缓土壤流失,因此土壤保持和碳存储功能间形成了相互促进的协同关系。

水源涵养和碳存储功能之间呈现显著正相关关系(图 5),以协同关系为主(图 7)。高高协同分布在研究区东部的林地和草地生态系统,与 2000 年相比,2005 年和 2010 年的高高协同面积均有不同程度减少;2000 年、2005 年低低协同分别分布在西南部和东北部的草地生态系统;权衡关系在 2000—2020 年期间变化剧烈,低高权衡和高低权衡关系分别只在 2000 年、2005 年出现在川西高原东北部。

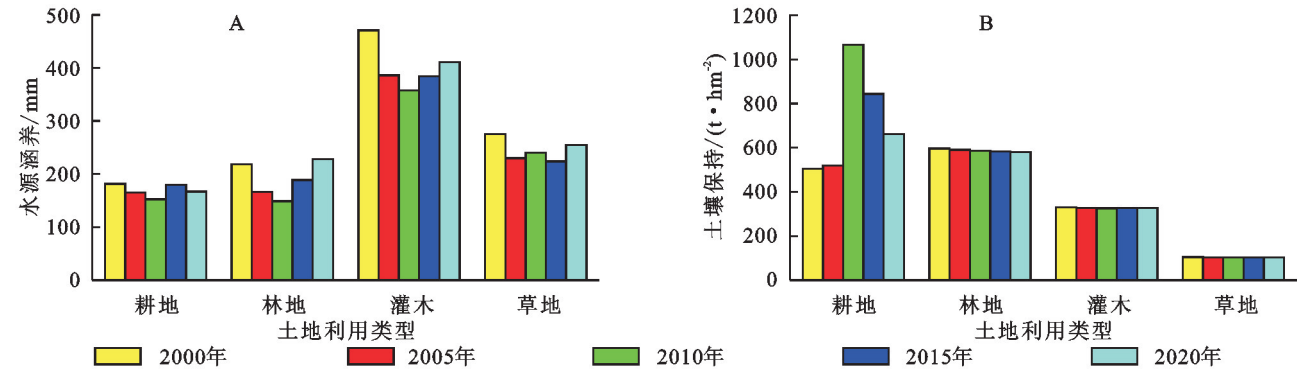
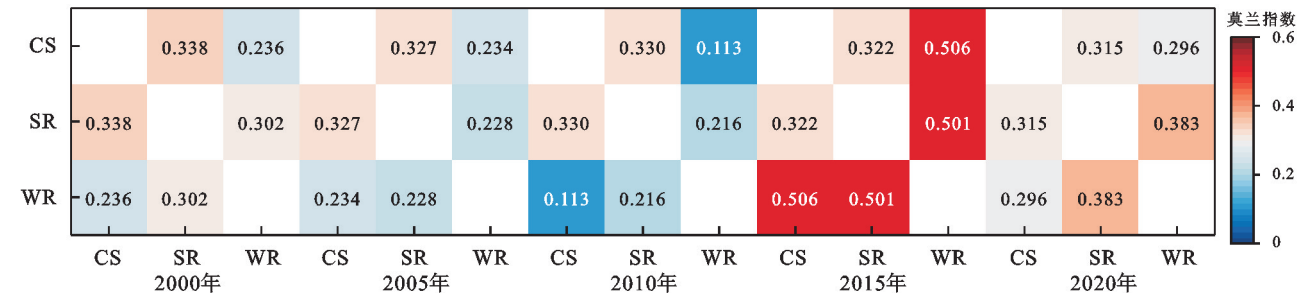


图 3 川西高原主要土地利用类型的生态系统服务量

Fig. 3 Ecosystem services of major land use types in the Western Sichuan Plateau



注:所有值在 0.05 水平(双侧)上显著相关。

图 4 川西高原生态系统服务双变量 Moran's *I* 指数

Fig. 4 Bivariate Moran's *I* index of ecosystem services in the Western Sichuan Plateau

2000—2020 年,土壤保持与水源涵养主要呈现 显著正相关关系(图 5),以协同关系为主(图 8)。低



低协同主要分布在川西高原西部。2000 年、2005 年, 低低协同分别分布在西南部和东北部的草地生态系统, 2010 年、2015 年, 低低协同分别分布在西南部和西北部的草地生态系统; 与 2000 年相比, 2005 年、2010 年, 高高协同的范围均有不同程度减少; 低高权

衡的面积呈现波动式变化; 高低权衡仅在 2005 年出现在川西高原东北部的部分草地、林地和灌木生态系统。川西高原生态系统服务功能间的双变量 LISA 集聚特征均通过 95% 显著性检验, 各生态系统服务功能呈现显著相关性。

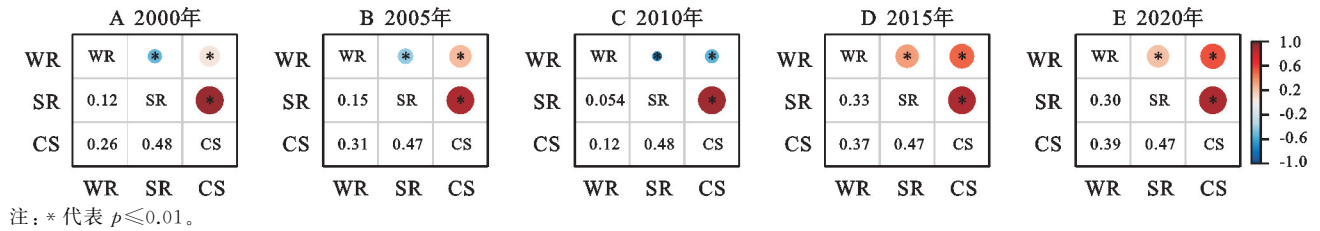


图 5 川西高原生态系统服务功能 pearson 相关系数热力图

Fig. 5 Heatmap of pearson correlation coefficients for the ecosystem service functions of the Western Sichuan Plateau

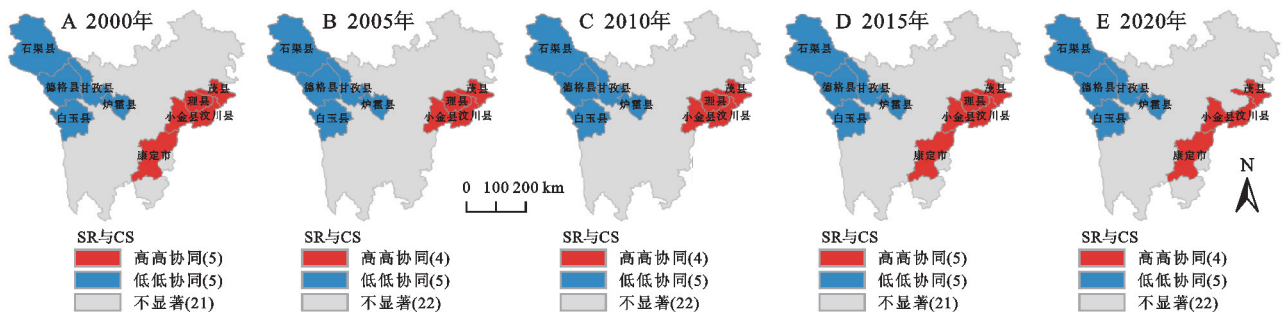


图 6 水土保持—碳存储 LISA 聚类图

Fig. 6 LISA cluster Map of soil retention and carbon storage

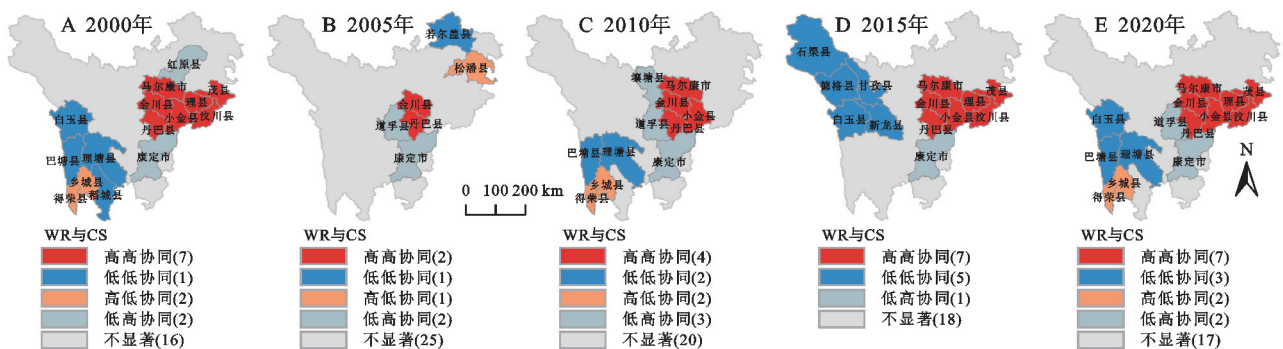


图 7 水源涵养—碳存储 LISA 聚类图

Fig. 7 The LISA cluster Map of water retention and carbon storage

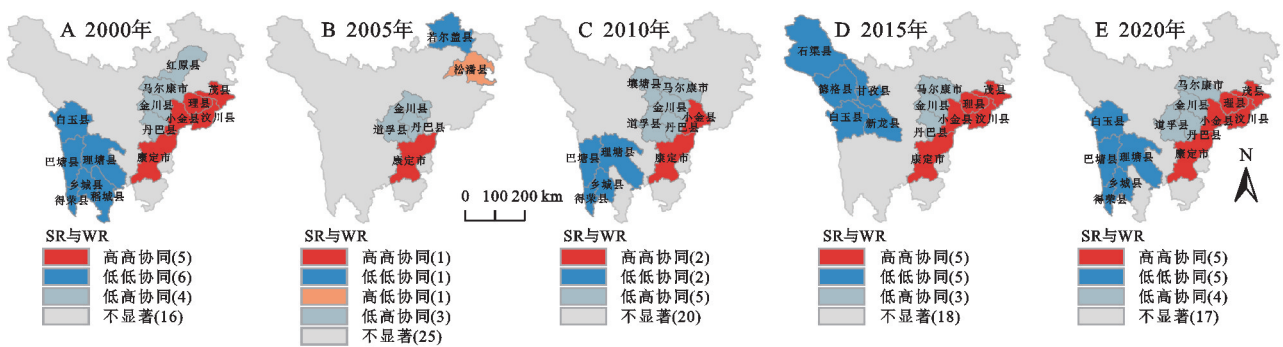


图 8 水土保持—水源涵养 LISA 聚类图

Fig. 8 The LISA cluster Map of soil conservation and water retention

### 3.3 川西高原生态系统服务功能关系归因分析

水源涵养、水土保持和碳存储 3 种生态系统服务功能与高程、坡度、气温、降水、林地比例、草地比例和

灌木比例 7 个解释变量的分析结果显示, 排序轴中的最大梯度值为 0.6 (小于 3), 可采用 RDA 分析。2000—2020 年第一轴响应变量和解释变量平均相关

系数为 0.99,第二轴响应变量和解释变量平均相关系数为0.98,表明生态系统服务指标主要结构趋势已被自然因素解释。高程、坡度和气温等 7 个自然因素对川西高原生态系统服务功能指标的平均解释程度为92.35%(表 3)。

表 3 川西高原自然因素对生态系统服务功能指标的各轴解释率及相关性

Table 3 Explanation rate and correlation of natural factors on ecosystem service function indicators across axes in the Western Sichuan Plateau					
年份	解释率/%	轴一 解释率/%	轴二 解释率/%	轴一 相关性	轴二 相关性
2000	92.80	55.75	37.05	0.9910	0.9890
2005	90.29	66.91	23.38	0.9958	0.9739
2010	91.71	59.88	31.83	0.9971	0.9766
2015	92.04	72.84	19.20	0.9936	0.9762
2020	92.45	64.16	28.29	0.9919	0.9851
均值	91.86	63.91	27.95	0.9939	0.9802

从 RDA 双序图(图 9)可以看出,与碳存储和土壤保持均呈正相关关系的是林地、灌木、气温和降水等因子。与土壤保持表现出强正相关关系的是林地比例、降水和坡度,灌木比例和气温与土壤保持则表现为较强正相关关系。林地比例和灌木比例与碳存储表现出强正相关关系,气温和降水与碳存储则表现出较强正相关关系。与 2000 年相比,2020 年灌木比例与碳存储的夹角变小,与碳存储的正相关关系增强。气温和降水与水源涵养表现为较强正相关关系。

2000—2020 年的冗余分析结果显示,各解释变量与响应变量呈显著相关性( $p<0.05$ ),总解释程度均为 90%以上(图 9)。各自然因素方面(表 4),对 3 种生态系统服务影响最大的均是降水(解释程度均值为 33.44%),其次为林地比例、草地比例和灌木比例(解释程度均值分别为 27.86%,26.04%和 6.84%),高程、坡度和气温对生态系统服务的解释程度较小。

表 4 自然因素对川西高原生态系统服务的平均解释程度和显著性检验

Tabel 4 Mean explanatory level and significance test of natural factors on ecosystem services in the Western Sichuan Plateau				
自然因素	解释程度/%	F 值	p 值	
降水	33.44	34.80	0.002	
林地比例	27.86	43.76	0.002	
草地比例	26.04	25.68	0.002	
灌木比例	6.84	19.86	0.002	
高程	0.72	3.44	0.066	
坡度	0.28	1.32	0.262	
气温	0.20	0.86	0.480	

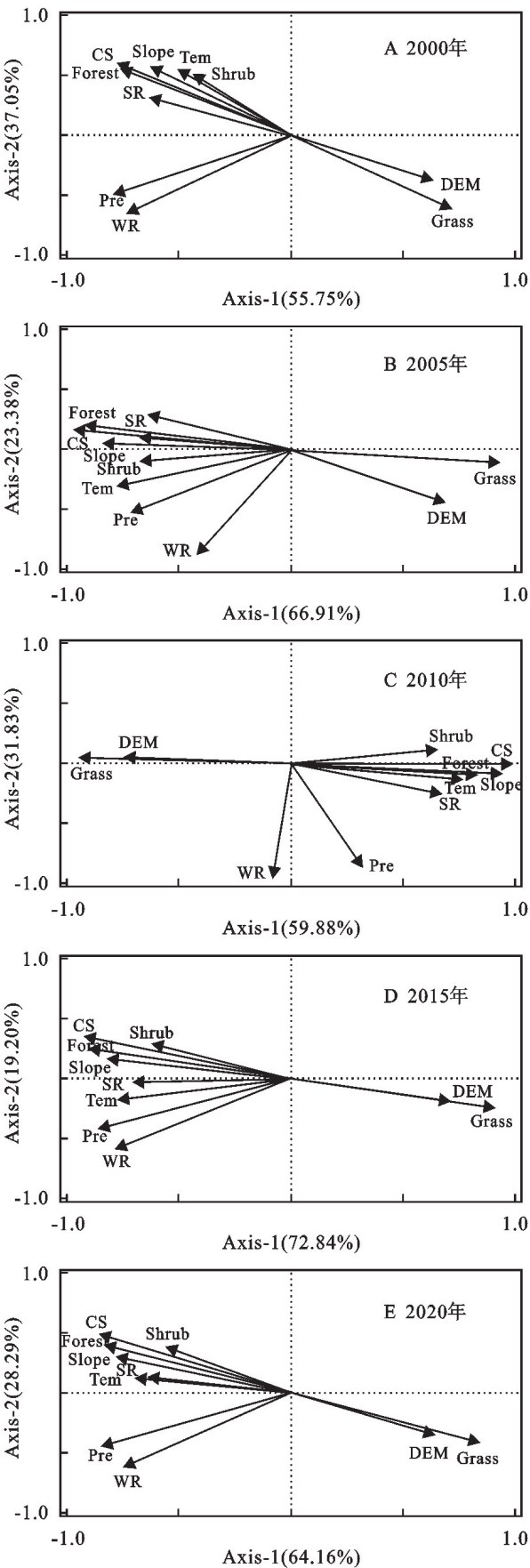


图 9 生态系统服务功能与影响因素的 RDA 双序图  
Fig. 9 RDA biplot of ecosystem service functions and their influencing factors



## 4 讨 论

### 4.1 生态系统服务功能变化

研究发现,川西高原 2000—2020 年年均水源涵养量呈现先减少后增加趋势,这种变化趋势与川西高原年降水量变化有关,2000—2015 年川西高原年降水量减少 182 mm,2020 年增加 27 mm。森林植被较深的根系能够有效拦截降水,同时树木具有很强的蒸腾作用,冠层可以拦截降水,在枯落物层吸收降水,在土壤层渗透降水,从而影响水源涵养功能。因此,2000—2020 年,川西高原林地面积的增加对根系拦截降水和土壤层渗透降水具有积极影响,但是林地面积的增加使树木蒸腾作用增强,进而导致水源涵养功能下降。川西高原 5 期碳存储服务功能呈现波动增加趋势,但增幅不大。虽然草地面积减少导致固碳能力有所减弱,但自实施“天然林资源保护”“退耕还林还草”等生态工程<sup>[21]</sup>以来,林地面积逐年增加,因此川西高原生态系统碳存储和土壤保持能力有所增强。

### 4.2 生态系统服务权衡协同关系变化

研究结果表明,川西高原水源涵养、土壤保持和碳存储 3 种生态系统服务功能间的协同大于权衡。土壤保持与水源涵养和碳存储呈协同关系,土壤保持与水源涵养的协同关系呈现波动式增强趋势,各种生态系统服务功能的时空变化可能导致它们之间的权衡协同关系强度随之发生变化。由于林地和草地等植被覆盖

度较高的区域具有较强的截雨能力,对土壤的吸附能力强,良好的植被状况能有效保持水分,提高水源涵养能力。土壤保持和水源涵养具有类似的生物物理联系和土壤水文过程,土壤的砂粒、黏粒、粉粒和有机质含量均影响土壤的抗侵蚀能力和植被可利用含水率<sup>[22]</sup>。2000—2020 年川西高原草地面积减少了 4 121 km<sup>2</sup>,林地和灌木面积共增加了 2 566 km<sup>2</sup>(表 5),Jiang 等<sup>[23]</sup>的研究表明,2000—2020 年川西高原植被归一化指数呈上升趋势,降水是潜在土壤流失变化的主要驱动力<sup>[24]</sup>,因此川西高原土壤保持量的持续增加表明降水影响川西高原的土壤保持功能。土壤保持量主要与  $R$  因子、 $K$  因子、 $LS$  因子、 $C$  因子和  $P$  因子(式 10 和式 11)有关。其中, $LS$  因子与  $K$  因子年际变化较小, $C$  因子和  $P$  因子主要与土地利用类型有关,土地利用类型的空间分布影响土壤保持量的空间分布。 $R$  因子只使用降水数据得到(式 11),而且  $R$  因子变化量的数量级远大于  $C$  因子和  $P$  因子的变化量,因此,土壤保持量的年际变化主要取决于降水的年际变化<sup>[25]</sup>。川西高原平均降水量为 825.54 mm,统计结果显示水源涵养量呈现波动下降趋势,土壤保持量呈现上升趋势,因此,土壤保持和水源涵养的 Moran's  $I$  指数呈上升趋势,表现出“V”型变化特征。土壤保持和碳存储呈较强的协同关系,且关系稳定,这可能是由于碳存储服务高值区,植被条件好,土壤肥力和水分也会提高,土壤水分增加增强了土壤保持和碳存储功能。

表 5 川西高原土地利用转移矩阵  
Table 5 Land use transfer matrix of the Western Sichuan Plateau km<sup>2</sup>

年份	土地利用 类型	2020 年								
		耕地	林地	灌木	草地	水域	冰川和 永久积雪	裸地	建设用地	湿地
2000 年	耕地	9	12	5	2	0	0	0	0	0
	林地	10	37442	975	41	2	1	0	0	0
	灌木	0	3315	30971	949	4	1	0	0	0
	草地	0	16	3540	139753	2724	148	41	12	1
	水域	0	1	0	1275	4391	1490	136	14	2
	冰川和永久积雪	0	0	0	71	457	2065	938	18	6
	裸地	0	0	0	14	50	417	1227	30	19
	建设用地	0	0	0	9	8	27	13	29	33
	湿地	0	0	0	0	5	3	14	25	42

### 4.3 生态系统服务功能对影响因素的响应

生态系统服务功能受土地利用、地形、土壤、生物和气候等诸多因素影响,降水对生态系统服务功能至关重要<sup>[26]</sup>。响应变量与解释变量的双序图结果表明,降水对水源涵养的积极影响最强,这是因为,降水通过

改变水文过程影响产水量<sup>[27]</sup>,进而影响水源涵养。植被通过拦截降雨有效削弱雨滴和土壤侵蚀的动能<sup>[28]</sup>,从而提高土壤保持量。土壤保持功能和碳存储功能方面,林地和灌木具有积极作用。草地的土壤保持能力弱于林地,因研究区草地占比较大,草地的土壤保持总

量高于林地。这一现象的原因可能是覆盖率较高的植被具有更多的冠层截留和地面凋落物水容量<sup>[29]</sup>,因此冗余分析结果显示,草地与土壤保持夹角大于 $90^\circ$ ,林地与土壤保持呈正相关关系。土壤侵蚀通常发生在地形陡峭、降雨和径流变化较大的山区<sup>[30]</sup>,地形通过影响温度、降水径流和土壤性质等在一定程度上影响森林、灌木和草地的分布和生长,从而影响碳存储。植被生物量大,有利于碳存储,因此林地比例与碳存储呈现强正相关关系,但是由于林地植被特性,具有较高的蒸散量,单位面积流失水分比草地和灌木更多,使得林地的单位面积产水量较小,因此草地和灌木的水源涵养量均大于林地的水源涵养量。

此外,人类活动对生态系统服务功能及其关系也产生重要影响。设立自然保护区是积极保护生态系统的重要举措,川西高原在1990年前、1990—2000年、2000—2005年、2005—2010年和2015—2024年分别设立了10,27,49,5,5个自然保护区。自然保护区的设立不仅有助于增强公众生态保护意识,还通过封禁管理、生态修复、物种保护等措施直接促进生态系统的恢复和平衡。

## 5 结论

(1) 2000—2020年,川西高原年均土壤保持量为 $226.18\text{ t/hm}^2$ ,土壤保持高值区分布在邛崃山中部、大雪山南部和岷山西部的部分林地生态系统。降水、灌木、林地和人口密度与土壤保持呈显著正相关关系,降水对土壤保持的影响最强,林地与土壤保持的正相关关系最强。土壤保持和水源涵养呈协同关系,协同关系呈增强趋势。

(2) 2000—2020年,川西高原年均水源涵养量为 $249.24\text{ mm}$ ,水源涵养高值区分布在川西高原巴颜喀拉山西部、沙鲁里山西部和雀儿山的草地生态系统,总体呈下降趋势,降水对水源涵养的影响最强。水源涵养与碳存储呈协同关系,协同关系强度表现出波动式增强特征。

(3) 2000—2020年,川西高原年均碳存储量为 $118.56\text{ t/hm}^2$ ,高值分布在大雪山、岷山和沙鲁里山的边缘、邛崃山北部、阿坝县、马尔康市和壤塘县等地的林地和灌木生态系统,林地与碳储存的正相关关系最强,其次是灌木。2000—2020年,川西高原土地利用变化不明显,土壤保持和碳存储呈稳定的协同关系。

### 参考文献(References):

[1] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of

the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997,387(6630):253-260.

[2] 谢高地,肖玉,鲁春霞.生态系统服务研究:进展、局限和基本范式[J].植物生态学报,2006,30(2):191-199.

Xie G D, Xiao Y, Lu C X. Study on ecosystem services: progress, limitation and basic paradigm[J]. Journal of Plant Ecology, 2006,30(2):191-199.

[3] 李双成,张才玉,刘金龙,等.生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题[J].地理研究,2013,32(8):1379-1390.

Li S C, Zhang C Y, Liu J L, et al. The tradeoffs and synergies of ecosystem services: research progress, development trend, and themes of geography [J]. Geographical Research, 2013,32(8):1379-1390.

[4] 张骞,马丽,张中华,等.青藏高原高寒区退化草地生态恢复:退化现状、恢复措施、效应与展望[J].生态学报,2019,39(20):7441-7451.

Zhang Q, Ma L, Zhang Z H, et al. Ecological restoration of degraded grassland in Qinghai-Tibet alpine region: degradation status, restoration measures, effects and prospects [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019,39(20):7441-7451.

[5] Zheng H, Wang L J, Wu T. Coordinating ecosystem service trade-offs to achieve win-win outcomes: a review of the approaches[J]. Journal of Environmental Sciences (China), 2019,82:103-112.

[6] Wu S Y, Li S C. Ecosystem service relationships: formation and recommended approaches from a systematic review [J]. Ecological Indicators, 2019,99:1-11.

[7] 张紫怡,刘艳芳,张扬,等.生态系统服务协同权衡对影响因子的空间响应:以福建省生态功能区为例[J].武汉大学学报:信息科学版,2022,47(1):111-125.

Zhang Z Y, Liu Y F, Zhang Y, et al. Spatial non-stationary response of the ecosystem services synergy and tradeoff to influencing factors: a case study of ecological function area in Fujian Province[J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 2022,47(1):111-125.

[8] 李成,赵洁,庄智程,等.长三角城市群生态系统服务权衡强度时空演变及影响因素[J].生态学报,2022,42(14):5708-5720.

Li C, Zhao J, Zhuang Z C, et al. Spatiotemporal dynamics and influencing factors of ecosystem service trade-offs in the Yangtze River Delta urban agglomeration[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(14):5708-5720.

[9] 肖玖军,吴凯,张蓝月,等.云贵高原岩溶区生态系统服务功能重要性空间分异研究[J].水土保持通报,2022,42(6):332-342.

Xiao J J, Wu K, Zhang L Y, et al. Spatial differentiation of importance of ecosystem services in karst area of Yunnan-Guizhou Plateau[J]. Bulletin of Soil and Water

- Conservation, 2022,42(6):332-342.
- [10] 兰永真,孙特生,李韦韦.陇东黄土高原农田生态系统服务及其权衡协同关系[J].农业工程学报,2023,39(12):236-244.
- Lan Y Z, Sun T S, Li W W. Trade-offs and synergies of farmland ecosystem services in Loess Plateau: a case study of Longdong Region, Northwest China [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2023,39(12):236-244.
- [11] 张素兰,严金明,高成凤.四川水土资源可持续利用与生态保护[J].长江流域资源与环境,2008,17(6):872-877.
- Zhang S L, Yan J M, Gao C F. On the sustainable use of water and soil resources and ecological protection in Sichuan Province [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2008,17(6):872-877.
- [12] Gao L P, Kinnucan H W, Zhang Y Q, et al. The effects of a subsidy for grassland protection on livestock numbers, grazing intensity, and herders' income in Inner Mongolia[J]. Land Use Policy, 2016,54:302-312.
- [13] 钟鼎杰,孙梦鑫,张岳,等.2001—2020年川西高原积雪时空变化及影响因素分析研究[J].干旱区资源与环境,2021,35(11):111-118.
- Zhong D J, Sun M X, Zhang Y, et al. Spatio-temporal variation and influencing factors of snow cover in West Sichuan Plateau from 2001 to 2020[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2021,35(11):111-118.
- [14] Yang J, Huang X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021,13(8):3907-3925.
- [15] Zhang L, Hickel K, Dawes W R, et al. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration[J]. Water Resources Research, 2004,40(2):W02502.
- [16] Pribyl D W. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor[J]. Geoderma, 2010,156(3/4):75-83.
- [17] 刘越,李雨珊,单姝瑶,等.甘肃祁连山国家级自然保护区水源涵养量的时空变化[J].草业科学,2021,38(8):1420-1431.
- Liu Y, Li Y S, Shan S Y, et al. Spatiotemporal variability in the water conservation amount in Gansu Qilian Mountain National Nature Reserve [J]. Pratacultural Science, 2021,38(8):1420-1431.
- [18] 钱彩云,巩杰,张金茜,等.甘肃白龙江流域生态系统服务变化及权衡与协同关系[J].地理学报,2018,73(5):868-879.
- Qian C Y, Gong J, Zhang J X, et al. Change and tradeoffs-synergies analysis on watershed ecosystem services: a case study of Bailongjiang Watershed, Gansu [J]. Acta Geographica Sinica, 2018,73(5):868-879.
- [19] Legendre P. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis[J]. Journal of Plant Ecology, 2008,1(1):3-8.
- [20] Šmilauer P, Lepš J. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5 [M]. Cambridge: University Press, 2014.
- [21] 何刘洁,郑博福,万炜,等.长江经济带生态系统服务权衡与协同及其驱动因素[J].环境科学,2024,45(6):3318-3328.
- He L J, Zheng B F, Wan W, et al. Trade-off and synergy of ecosystem services in the Yangtze River economic belt and its driving factors [J]. Environmental Science, 2024,45(6):3318-3328.
- [22] Wen X, Zhen L. Soil erosion control practices in the Chinese Loess Plateau: a systematic review[J]. Environmental Development, 2020,34:100493.
- [23] Jiang S S, Chen X, Smettem K, et al. Climate and land use influences on changing spatiotemporal patterns of mountain vegetation cover in Southwest China[J]. Ecological Indicators, 2021,121:107193.
- [24] Rao E M, Ouyang Z Y, Yu X X, et al. Spatial patterns and impacts of soil conservation service in China [J]. Geomorphology, 2014,207:64-70.
- [25] Xiong Q L, Xiao Y, Ouyang Z Y, et al. Bright side: the impacts of Three Gorges Reservoir on local ecological service of soil conservation in southwestern China[J]. Environmental Earth Sciences, 2017,76(8):323.
- [26] Ran C, Wang S J, Bai X Y, et al. Evaluation of temporal and spatial changes of global ecosystem health [J]. Land Degradation & Development, 2021,32(3):1500-1512.
- [27] Wu W Y, Lo M H, Wada Y, et al. Divergent effects of climate change on future groundwater availability in key mid-latitude aquifers[J]. Nature Communications, 2020,11(1):3710.
- [28] Miyata S, Kosugi K, Gomi T, et al. Effects of forest floor coverage on overland flow and soil erosion on hillslopes in Japanese cypress plantation forests[J]. Water Resources Research, 2009,45(6):W06402.
- [29] Shin S S, Park S D, Pierson F B, et al. Evaluation of physical erosivity factor for interrill erosion on steep vegetated hillslopes[J]. Journal of Hydrology, 2019, 571:559-572.
- [30] Sun W Y, Shao Q Q, Liu J Y, et al. Assessing the effects of land use and topography on soil erosion on the Loess Plateau in China[J]. Catena, 2014,121:151-163.