

西部地区生态状况变化及生态系统服务权衡与协同

牛丽楠^{1,2}, 邵全琴^{1,2}, 宁佳¹, 黄海波¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所 中国科学院陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101;
2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要: 西部大开发战略实施20年以来, 一系列重大生态建设工程使得西部地区的生态状况和生态服务发生了重要变化, 本文分析西部地区生态状况变化及其生态服务时空变化特征, 并运用相关分析法研究其服务功能权衡协同关系。研究发现西部地区2000—2019年间: ①聚落和湿地生态系统面积显著增加, 草地有逐年下降趋势。②植被覆盖度呈波动上升趋势, 存在年际差异且空间差异较大。③水源涵养服务有轻微下降趋势, 下降区域主要分布在藏东南地区、三江源西部地区、喀斯特石漠化地区等; 土壤保持服务波动中呈上升趋势, 上升区域主要黄土高原地区、川滇西部地区、藏西北地区、藏东南地区等; 防风固沙服务呈下降趋势, 大幅下降区域主要位于内蒙古中西部地区、西藏和北疆部分地区。④生态系统供给与水源涵养、土壤保持主要为协同关系, 与防风固沙主要为权衡关系且分布在农牧交错带地区。⑤生态工程区内生态系统服务协同程度大于非工程区。定量评估生态系统服务变化及其权衡协同关系有助于进行科学化生态管理, 最大化生态效益。

关键词: 生态系统服务; 权衡协同关系; 西部地区; 西部大开发

DOI: 10.11821/dlxb202201013

1 引言

生态系统服务是人类从生态系统中直接或间接得到的产品和服务^[1-2]。保护生态系统、增强生态服务功能对保障生态安全, 促进可持续发展具有重要意义^[3]。随着人口急剧增长和经济高速发展, 人类对生态系统产生了极大的影响, 显著改变了生态系统宏观结构并使服务功能呈现复杂的时空变化特征^[4]。生态系统状况及其服务评估成为国内外学者的研究重点, 2001年联合国开展千年生态评估, 首次对全球生态系统进行综合评估^[5], 国内学者也陆续开始了全国生态系统状况及其服务评估, 如欧阳志云研究组建立了关联生态系统特征与生态系统服务评估方法体系^[6]。

生态系统服务种类多样且关系错综复杂, 彼此之间产生此消彼长的权衡和相互增益的协同关系^[7-8]。研究不同生态系统服务之间的权衡和协同关系以加强对生态系统服务的理解, 制定相应的生态决策, 可以提高生态系统总体效益^[9]。Xue等^[10]利用InVEST模型、元胞自动机等模型动态分析了伊朗东北部食物供给、土壤保持和生境质量3种生态系统服务之间的平衡关系, 祝萍等^[11]研究了北方重点生态功能区牧草供给与防风固沙、

收稿日期: 2020-12-18; 修订日期: 2021-10-06

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDA23100203); 国家重点研发计划(2017YFC0506501) [Foundation: Strategic Priority Science and Technology Special Project of Chinese Academy of Sciences, No.XDA23100203; National Key R&D Program of China, No.2017YFC0506501]

作者简介: 牛丽楠(1996-), 女, 内蒙古赤峰人, 博士生, 研究方向为地理信息系统应用。E-mail: niuln.18b@igsnr.ac.cn

通讯作者: 邵全琴(1962-), 女, 江苏常州人, 研究员, 博导, 研究方向为GIS应用与生态信息。E-mail: shaoqq@igsnr.ac.cn

水源涵养等生态系统服务之间的权衡协同关系,傅伯杰等^[12]得出土地利用与土壤保持服务具有正效应,与产水量具有负效应等结论,但目前关于生态系统权衡和协同关系的研究多集中在小区域尺度,宏观尺度较少^[13]。为保护和修复生态系统,中国启动了三北防护林工程、退耕还林(草)工程等重大生态工程,对生态系统服务产生了重要影响^[14],针对不同工程区生态系统服务权衡与协同关系分析研究,对于生态工程的调整实施具有科学参考价值。

西部地区是中国“两屏三带”生态安全战略格局的重要组成部分,是诸多大江大河的发源地和重要资源后备地,与生态安全问题紧密联系。然而,西部地区生态环境十分脆弱,生态系统稳定性差,面临着生态保护与经济发展难以协调的问题^[15-17]。1999年为改变西部地区落后情况,党中央提出实施西部大开发战略决策,2000年10月形成西部大开发战略区域,至2019年西部大开发共经历20 a。自西部大开发提出以来,生态环境保护和生态工程建设一直被视为西部大开发的重点,关于西部地区的生态环境及生态系统服务研究有很多,张江等^[18]对30 a青藏高原高寒草地的归一化植被指数动态变化进行了研究分析,反映草地生态系统变化情况,周日平^[19]定量评估了黄土高原典型区域的土壤保持服务效应,高江波等^[20]开展了生态系统服务空间权衡度计算以及分异特征研究,但目前对整个西部地区全域生态状况变化以及工程区内生态系统服务关系特征的研究较少。西部地区生态地位十分重要且生态工程建设周期长密度大,因此,探究西部大开发实施20 a以来的西部地区生态状况变化、生态系统服务的时空变化以及供给和调节服务之间的权衡协同关系特征,有助于科学制定和管理生态政策。

本文基于大量气象数据、遥感数据、土壤数据等,采用修正水土流失方程RUSLE模型、修正土壤风蚀方程RWEQ模型等计算西部地区2000—2019年生态系统服务功能,分析其时空演变情况,探究生态系统供给和调节服务之间的权衡协同关系特征,为大尺度国家区域生态安全战略提供科学支撑。

2 研究方法 with 数据

2.1 研究区概况

中国西部地区位于亚洲大陆中部,行政区域包括青海、西藏、宁夏、新疆、甘肃、陕西、四川、云南、重庆、广西、贵州和内蒙古12个省、区、直辖市,总面积686万 km^2 ,约占全国陆地总面积的71.5%。该区域地势高差变化巨大,气候条件差异显著,其中大部分地区自然条件差,气候恶劣,生态系统敏感性强稳定性差^[21],气候变化与人类不合理利用活动干扰的加剧造成局部地区生态环境严重退化,脆弱性加剧^[22]。

2.2 数据来源

本文所用数据包括气象数据、遥感数据和土地利用数据等。气象数据来源于中国气象数据网中国地面气候资料日值数据集(V3.0),包括1951—2019年温度和日降雨量数据等,空间分辨率处理为 $1\text{ km}\times 1\text{ km}$;土壤数据来源于中国科学院资源环境数据中心网站1:100万土壤数据库;地形数据为地面数字高程模型数据(DEM),来源于地理空间数据云SRTMDEM,空间分辨率为90 m;归一化植被指数(NDVI)栅格数据来源于MODIS—NDVI,每16 d一期,空间分辨率为1 km,时间序列为2000—2019年;土地利用/覆被数据来源于中国科学院地理科学与资源研究所地球系统科学数据共享平台,基于Landsat—8 OLI、GF—2等遥感卫星数据,通过高分辨率遥感—无人机—地面调查观测技术体系,结合基于地学知识的人机交互解译方法构建的中国土地利用数据库^[23],空间分

辨率为1 km, 选择其中2000年、2005年、2010年、2015年4期; 植被净初级生产力(NPP)来源于美国地质勘探局(United States Geological Survey, USGS) MODIS—NPP产品MOD17A3H数据集, 空间分辨率为500 m, 时间序列为2000—2019年。

2.3 研究方法

2.3.1 植被覆盖度 植被覆盖度(FVC)由植被指数(NDVI)通过像元二分法计算^[24], 公式如下:

$$FVC = \frac{(NDVI - NDVI_{soil})}{(NDVI_{max} - NDVI_{soil})} \quad (1)$$

式中: $NDVI_{max}$ 为纯植被像元NDVI值, 取95%处的NDVI值作为纯植被像元NDVI值, 高于该值用最大值替代; $NDVI_{soil}$ 为裸土像元NDVI值, 取5%处的NDVI值作为裸土像元NDVI值, 低于该值用最小值替代。

2.3.2 土壤保持服务量 生态系统土壤保持服务通过土壤保持量来衡量, 为无植被覆盖情况下的潜在土壤侵蚀模数与现实土壤侵蚀模数的差值^[25], 土壤侵蚀模数采用修正通用水土流失方程RUSLE计算得到^[26], 公式如下:

$$SC = R \times K \times LS \times (1 - C) \times P \quad (2)$$

式中: SC 为土壤保持量 ($t \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$); R 为降雨侵蚀力因子 ($\text{MJ mm hm}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ a}^{-1}$), 该因子采用基于日降雨量的半月降雨侵蚀力模型^[27]估算; K 为土壤可蚀性因子 ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), 该因子采用EPIC模型^[28]中的方法, 并根据张科利等^[29]研究成果对其进行修正; LS 为坡长坡度因子, 该因子采用McCool等^[30]和Liu等^[31]的方法计算; C 为植被覆盖因子, 该因子采用蔡崇法等^[32]的方法计算得到; P 为水土保持措施因子; LS 、 C 、 P 无量纲。

2.3.3 水源涵养服务量 水源涵养服务通过水源涵养物质质量来衡量, 采用降水贮存量法^[33-34]估算林地和草地生态系统水源涵养量, 公式如下:

$$WC = A \times J \times E \quad (3)$$

$$J = J_0 \times W \quad (4)$$

式中: WC 为与裸地比较, 森林和草地生态系统涵养水分的增加量 (m^3); A 为生态系统面积 (hm^2); J 为计算区产流降雨量 (mm); J_0 为年降雨量 (mm); W 为产流降雨量占降雨总量的比例, 根据秦岭—淮河一线为界将全国划分为北方区和南方区, 北方地区降雨较少, 主要集中于6—9月份, 甚至一年的降水主要集中在一两次降雨中; 南方降雨次数多、强度大, 主要集中于4—9月的雨季。根据降雨特征分布选取 W 参数值: 北方区取0.4、南方区取0.6; E 为与裸地比较, 生态系统减少径流的效益系数, 森林减少径流的效益系数主要通过已有的文献资料收集得到^[33], 草地降雨径流率 E_g 根据草地植被覆盖度计算得到^[35], 不同植被覆盖度下高寒草甸的降水产流特征采用李元寿等^[36]的研究结果。湿地的水源涵养采用孟宪民等^[37]的研究成果。

$$E_g = -0.3187 \times f_c + 0.36403 \quad (5)$$

2.3.4 防风固沙服务量 生态系统防风固沙服务通过防风固沙量来衡量, 为裸土条件下土壤风蚀和地表覆盖植被条件下的土壤风蚀量的差值, 采用修正土壤风蚀方程(RWEQ)计算风蚀区土壤风蚀模数, 公式如下:

$$Q_{max} = 109.8 \times (WF \times EF \times SCF \times K' \times COG) \quad (6)$$

$$s = 150.71 \times (WF \times EF \times SCF \times K' \times COG)^{-0.3711} \quad (7)$$

$$SL = \frac{2x}{s^2} Q_{max} e^{-\left(\frac{x}{s}\right)^2} \quad (8)$$

式中: SL 为土壤风蚀模数; x 为地块长度; Q_{max} 为风力的最大输沙能力 (kg m^{-1}); s 为关

键地块长度 (m); WF 为气象因子, 具体数据处理及计算见巩国丽等^[38]研究成果; EF 为土壤可蚀性因子; SCF 为土壤结皮因子, 两因子采用 Fryear 等方法计算^[39]; K' 为土壤糙度因子, 采用 Ali Saleh 等^[40]方法计算; COG 为植被因子, 包括平铺、直立作物残留物和植被冠层。裸土条件下潜在土壤风蚀和地表覆盖植被条件下现实土壤风蚀的差值为防风固沙服务量, 公式如下:

$$SL_{sv} = SL_s - SL_v \quad (9)$$

式中: SL_{sv} 为防风固沙服务量; SL_s 为潜在土壤风蚀量; SL_v 为现实土壤风蚀量。

2.3.5 生态系统服务权衡与协同关系 以西部地区 2000—2019 年生态系统供给服务植被 NPP 与土壤保持服务量、水源涵养服务量、防风固沙服务量数据为基础, 基于逐像元空间相关分析方法—皮尔逊积矩相关系数法, 分别计算两组生态系统服务之间的相关系数, 根据相关系数的正负以及绝对值的大小关系衡量生态系统供给和调价服务之间的权衡协同关系, 通过 T 检验判断生态系统服务之间权衡协同关系的显著性, 公式如下:

$$R = \frac{\sum(x_i - \bar{x})}{\sqrt{(x_i - \bar{x})^2 \sum(y_i - \bar{y})^2}} \quad (10)$$

$$T = \frac{R}{\sqrt{\frac{1-R^2}{n-2}}} \quad (11)$$

式中: R 为相关系数, 如果 R 为正值, 两个服务之间为协同关系, 反之则为权衡关系, 如果 R 为 0, 则无相关关系, 绝对值越大则表明相关关系越强, 即协同或权衡程度越大; x 和 y 为两个生态系统服务变量; i 为第 i 年。根据相关系数的零假设检验 T 检验方法, 判断生态系统服务之间相互关系的显著性, 当 $|T| < T_{0.05, 18}$, 即 $p > 0.05$, 原假设成立, 相关性结果不显著; 当 $T_{0.05, 18} \leq |T| < T_{0.01, 18}$, 即 $0.01 < p \leq 0.05$, 拒绝原假设, 相关性结果较显著; 当 $|T| \geq T_{0.01, 18}$ 时, 即 $p \leq 0.01$, 拒绝原假设, 相关性结果极显著。

3 结果分析

3.1 生态环境状况变化

由于土地利用变化数据的可得性限制, 以及土地利用逐年变化差异并不大, 因此本文用 4 期土地利用数据 (2000 年、2005 年、2010 年、2015 年) 反应西部地区 20 a 间生态系统结构变化。

3.1.1 生态系统宏观结构变化 2000—2015 年, 西部地区陆地生态系统中以草地生态系统为主, 其次为荒漠生态系统, 面积最小的为聚落生态系统, 其中年际变化最为明显的是聚落生态系统, 变化率为 320.43%, 主要在 2010—2015 年间增加; 水体与湿地生态系统也显著增加, 变化率为 38.72%; 除草地生态系统面积下降较多, 变化率达到 -12.60%, 并有逐渐下降趋势, 荒漠生态系统面积大致稳定不变, 其他生态系统面积也有所增加 (其他生态系统主要包括裸土地、裸岩石砾地等) (表 1)。

2000—2015 年, 西部地区以草地和森林、荒漠之间的转换为主 (表 2)。草地面积净减少 $86.53 \times 10^4 \text{ km}^2$, 主要转换为森林生态系统、荒漠生态系统和其他生态系统, 分别占减少面积的 21.00%、24.44% 和 29.59%; 草地增加面积主要来源于森林、荒漠和其他生态系统类型, 分别占增加面积的 24.84%、20.34% 和 33.10%; 农田转换为水体与湿地的面积为 $1.09 \times 10^4 \text{ km}^2$, 转换为草地的面积为 $8.38 \times 10^4 \text{ km}^2$, 转换为聚落生态系统的面积为 $2.98 \times 10^4 \text{ km}^2$, 是聚落面积增加的主要来源。

表1 2000—2015年陆地生态系统宏观结构面积统计(万 km²)

Tab. 1 Statistics of macro-structural areas of terrestrial ecosystems from 2000 to 2015

陆地生态系统类型	2000年	2005年	2010年	2015年	2000—2015年变化面积	变化率(%)
农田生态系统	66.38	67.86	68.20	70.19	3.81	5.74
森林生态系统	112.97	116.10	115.78	115.57	2.6	2.30
草地生态系统	281.18	272.65	266.45	245.76	-35.42	-12.60
水体与湿地生态系统	19.06	21.22	19.78	26.44	7.38	38.72
聚落生态系统	1.37	1.57	2.12	5.76	4.39	320.43
荒漠生态系统	127.63	128.36	127.59	128.68	1.05	0.82
其他生态系统	63.15	63.08	72.15	75.65	12.5	19.79

表2 2000—2015年陆地生态系统类型变化(万 km²)

Tab. 2 Change in terrestrial ecosystem types from 2000 to 2015

2000年	2015年						
	农田	森林	草地	水体与湿地	聚落	荒漠	其他
农田	47.74	5.83	8.38	1.09	2.98	0.26	0.09
森林	8.35	89.31	12.69	1.53	0.31	0.27	0.42
草地	11.74	18.17	194.60	8.84	1.02	21.15	25.61
水体与湿地	0.52	0.32	2.62	11.93	0.09	0.83	2.72
聚落	0.19	0.04	0.09	0.05	0.97	0.03	0.004
荒漠	1.44	0.36	10.39	1.74	0.35	105.82	7.52
其他	0.20	1.48	16.91	1.21	0.04	4.06	39.23

3.1.2 植被覆盖度变化 2000—2019年间西部地区的植被覆盖度在波动中呈极显著增长趋势 ($R^2 = 0.6958$ 、 $p < 0.01$), 增长幅度不大, 但存在年际差异, 2019年较2000年增加了2.79%, 植被覆盖状况在2000年最低, 为37.33%, 2018年植被覆盖度达到峰值, 为40.54% (图1)。2000—2019年西部地区植被覆盖度平均增长趋势为12.15% a⁻¹。植被覆盖度变化划分5个等级: 明显变差 ($\leq -15\%$), 轻微变差 ($-15\% \sim -5\%$), 基本不变 ($-5\% \sim 5\%$), 轻微好转 ($5\% \sim 15\%$), 明显好转 ($\geq 15\%$)。西部地区植被明显好转区域位于其南部和东部区域, 主要分布在云贵高原和黄土高原地区, 面积占总面积39.36%; 基本稳定区域位于其西部地区, 主要集中在塔里木盆地沙漠地区, 面积占总面积31.21%; 明显变差区域位于其西南部和北部部分区域, 主要集中在青藏高原和内蒙古高原部分地区, 面积占总面积8.5% (图2)。

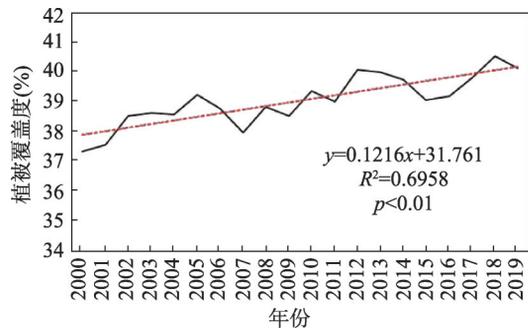
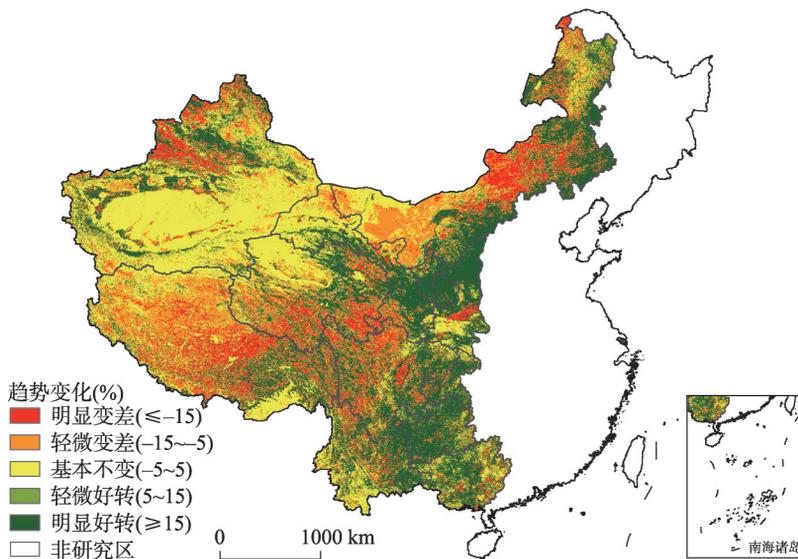


图1 2000—2019年西部地区植被覆盖度变化趋势
Fig. 1 FVC change trend in western China, 2000-2019

3.2 生态系统服务时空变化

2000—2019年西部地区植被NPP明显稳定递增 ($p < 0.01$), 其中2000年平均植被NPP为230.15 gC m⁻², 2019年为275.74 gC m⁻², 增长了19.81%, 增加区域主要位于东部地区, 与植被明显好转地区一致。

2000—2019年西部地区单位面积水源涵养量有轻微下降趋势 ($p < 0.01$)。2019年较2000年有轻微减少, 空间上减少区域主要分布在藏东南地区、三江源西部地区、川滇西部森林地区、桂黔滇喀斯特石漠化地区、武陵山区地区、秦巴地区东部与大别山地区。



注：基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2016)2923号的标准地图制作，底图边界无修改，后图同。

图2 2000—2019年西部地区植被覆盖度趋势变化空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of FVC trend change in western China, 2000-2019

单位面积土壤保持量波动中呈增长趋势 ($p < 0.01$)。2000年单位面积土壤保持量为 20.21 t hm^{-2} ，2019年为 43.31 t hm^{-2} ，增加了114.30%，空间上增加区域主要位于黄土高原地区、川滇西部森林地区、藏西北地区、藏东南地区南部地区等，减少区域分布较为分散，主要位于西南部地区。单位面积防风固沙量呈下降趋势 ($p < 0.01$)。2000年单位面积防风固沙量 23.01 t hm^{-2} ，2019年为 18.72 t hm^{-2} ，下降了18.64%，空间上大幅下降区域主要位于内蒙古中西部地区、西藏和新疆北部部分地区，增加区域主要位于东部大兴安岭地区、祁连山西端部分地区（图3、图4）。

3.3 生态系统服务权衡与协同

3.3.1 生态系统供给与水源涵养 本文采用2000—2019年20 a生态系统服务数据计算西部地区植被NPP与水源涵养之间的相关关系，如图5所示，大部分区域为呈现协同和不相关关系，表现为协同关系的面积占42.23%，其中极显著和显著协同关系面积占17.91%；表现为权衡关系的面积占21.34%，其中，极显著和显著权衡关系面积占3.10%；表现不相关区域约占36.43%。总体来看权衡关系主要分布在秦岭淮河以南，特别是四川、重庆和云南等地区，协同关系主要分布在秦岭淮河以北，特别是宁夏、内蒙古地区（图6）。

3.3.2 生态系统供给与土壤保持 本文采用2000—2019年20 a生态系统服务数据计算西部地区植被NPP与土壤保持之间的相关关系，如图7所示，大部分区域为呈现协同和不相关关系，表现为协同关系的面积占52.87%，其中极显著和显著协同关系面积占23.84%；表现为权衡关系的面积占12.34%，其中，极显著和显著权衡关系面积占0.51%；表现不相关区域约占34.79%。协同关系主要位于东部大部分区域，权衡关系主要位于青藏高原地区，其中宁夏极显著协同所占比例最高，内蒙古几乎不存在权衡关系，西藏权衡关系所占比例最高，约占1/3（图8）。

3.3.3 生态系统供给与防风固沙 本文采用2000—2019年20 a生态系统服务数据计算西部地区植被NPP与防风固沙之间的相关关系（图9），表现为权衡关系的面积占35.34%，

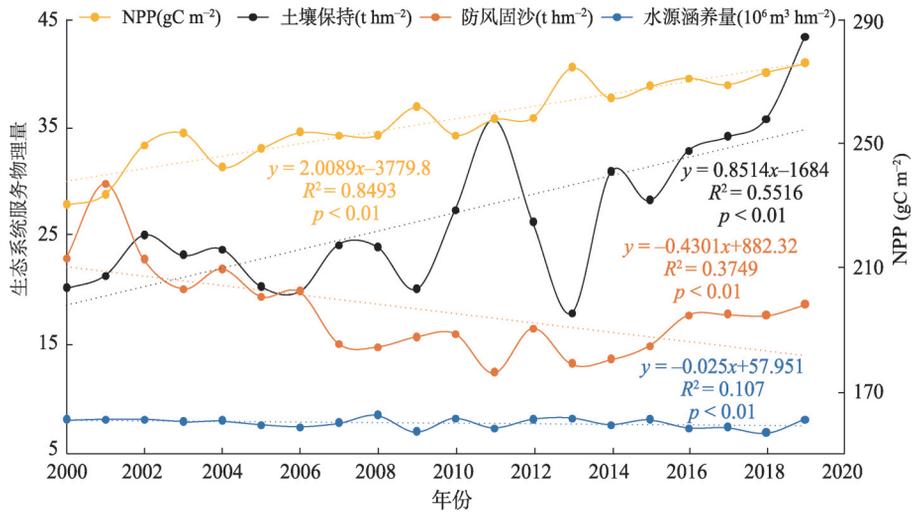


图3 2000—2019年西部地区生态系统服务状况变化
Fig. 3 Changes of ecosystem services in western China, 2000-2019

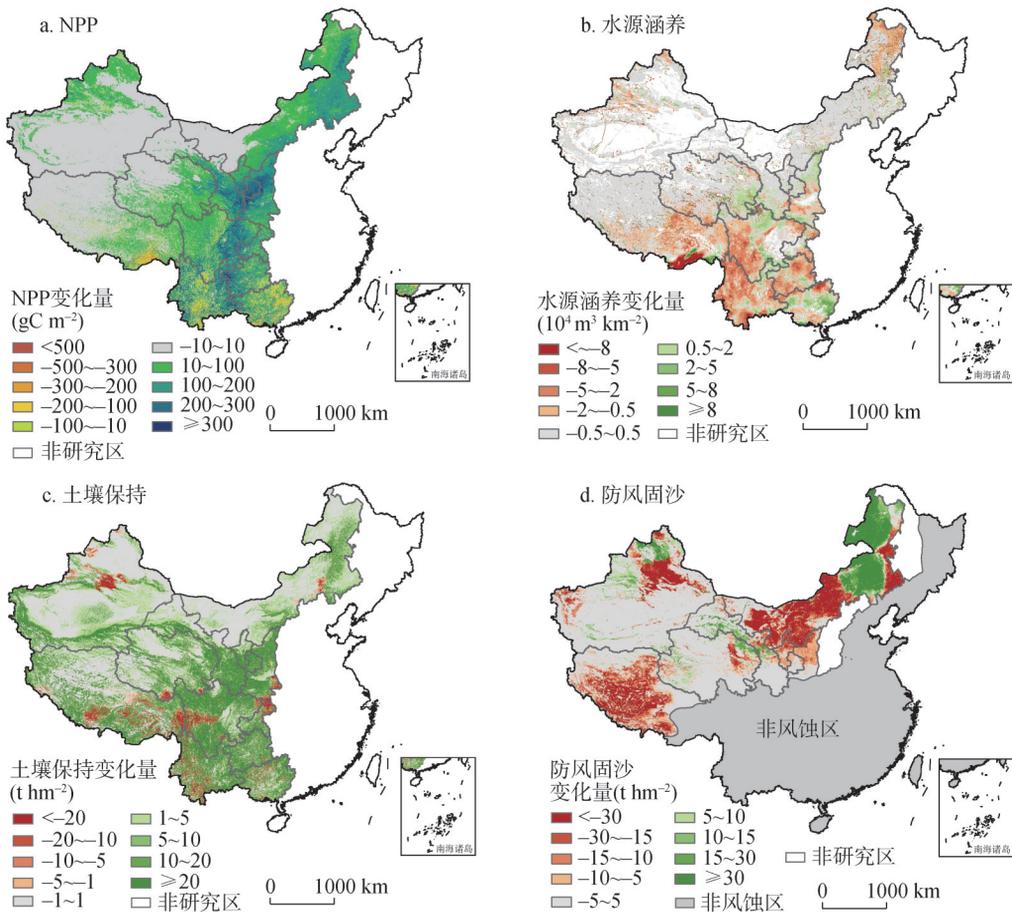


图4 2000—2019年西部地区生态系统服务空间变化量
Fig. 4 Spatial change of ecosystem services in western China, 2000-2019

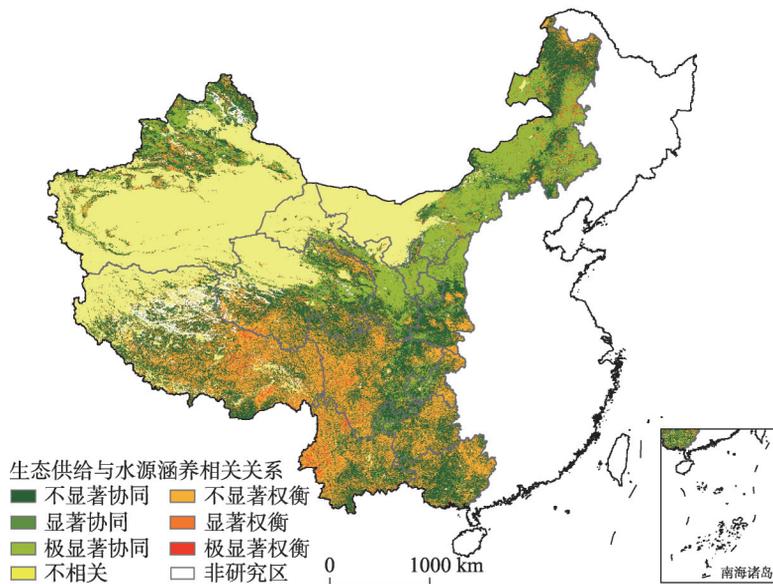


图5 2000—2019年生态系统供给与水源涵养相关关系空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of the relationship between ecosystem supply and water conservation, 2000-2019

其中极显著和显著权衡关系面积占8.35%；表现为协同关系的面积占19.29%，其中极显著和显著协同关系面积占1.55%。空间分布上权衡关系主要分布在北方干旱/半干旱地区如内蒙古高原农牧交错带、宁夏等地，协同关系主要分布在大兴安岭北端森林覆盖率较高区域。各省区中，陕西权衡关系所占比例最高，其次是宁夏、内蒙古，权衡关系占比分别为88.46%、52.02%（图10）。

3.3.4 不同生态工程区的生态系统服务权衡与协同关系特征

选取西部地区主要生态工程：三北防护林、天然林保护、退耕还林、退牧还草，探究不同生态工程对生态系统服务权衡与协同关系特征。各工程区生态系统供给与水土保持服务中，协同关系面积占比最大的是天然林保护工程，该工程区内69.87%为协同关系，权衡关系面积占比最大的为退牧还草工程。生态系统供给与水源涵养服务中，协同关系和权衡关系面积占比最大的为天然林保护工程。生态系统供给与防风固沙服务中，权衡关系面积占比最大的是天然林保护工程。不同工程区，生态系统供给与水源涵养和水土保持为多协同少权衡，与防风固沙为多权衡少协同（图11）。各工程区的供给服务和水源涵养服务为协同关系，平均协同程度大小为：三北防护林工程（0.17）>天然林保护工程（0.16）>退耕还

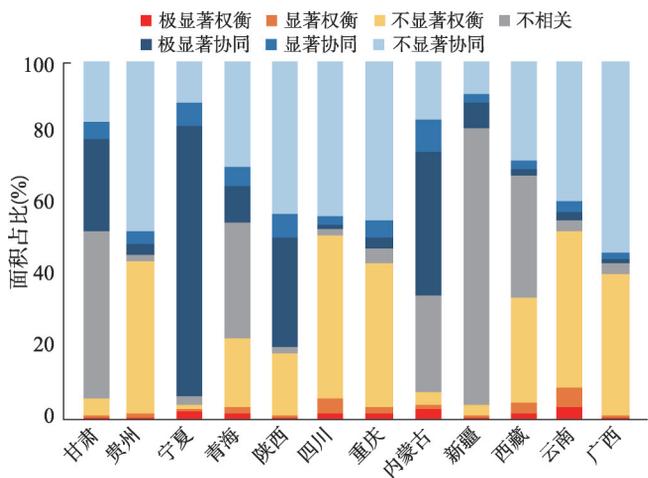


图6 2000—2019年西部地区各行政区生态系统供给与水源涵养的权衡与协同关系面积占比

Fig. 6 Area proportion of trade-off and synergies between ecosystem supply services and water conservation, 2000-2019

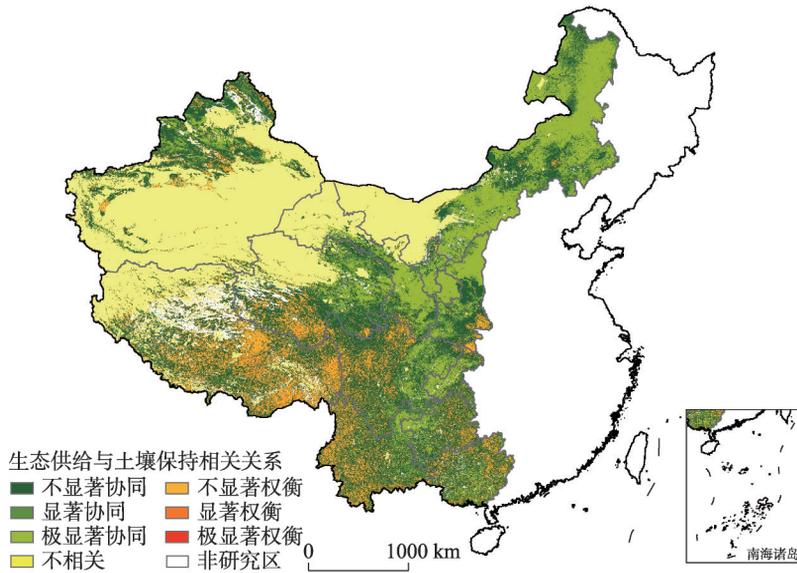


图7 2000—2019年生态系统供给与土壤保持相关关系空间分布

Fig. 7 Spatial distribution of the relationship between ecosystem supply and soil conservation, 2000-2019

林工程 (0.13) > 退牧还草工程 (0.11), 而非工程区的协同程度很低, 与工程区差异较大 (0.01); 各工程区的供给服务和土壤保持服务也为协同关系, 平均协同程度大小为: 天然林保护工程 (0.28) > 退耕还林工程 (0.22) > 三北防护林工程 (0.21) > 退牧还草工程 (0.16), 非工程区的协同程度也远低于工程区; 除退牧还草工程外, 其他生态工程区的NPP和防风固沙为权衡关系。生态工程尤其是造林工程, 增强了NPP与水源涵养、土壤保持之间的协同关系, 随着NPP的增加水源涵养与土壤保持也不断增加。

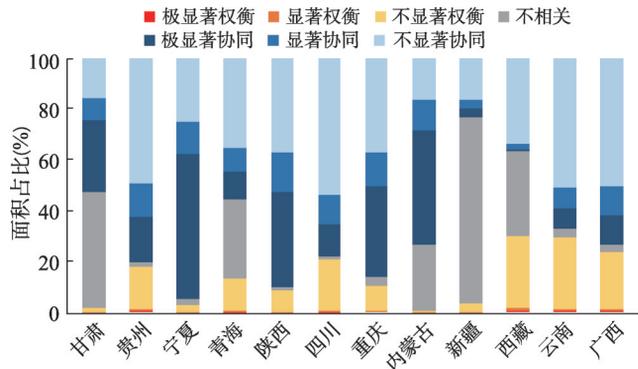


图8 2000—2019年西部地区各行政区生态系统供给与土壤保持的权衡与协同关系面积占比

Fig. 8 Area proportion of trade-off and synergies between ecosystem supply services and soil conservation, 2000-2019

4 结论与讨论

4.1 讨论

长时间序列的生态系统供给和调节服务之间的权衡协同关系对于生态系统管理和区域可持续发展具有重要意义^[20]。在对西部地区生态环境状况变化, 以及生态系统服务评估基础上, 发现西部大开发过程中生态保护成效存在明显区域差异, 部分区域生态退化趋势没有得到根本扭转, 部分地区生态系统功能失衡。黄土高原、西南山地丘陵区、藏

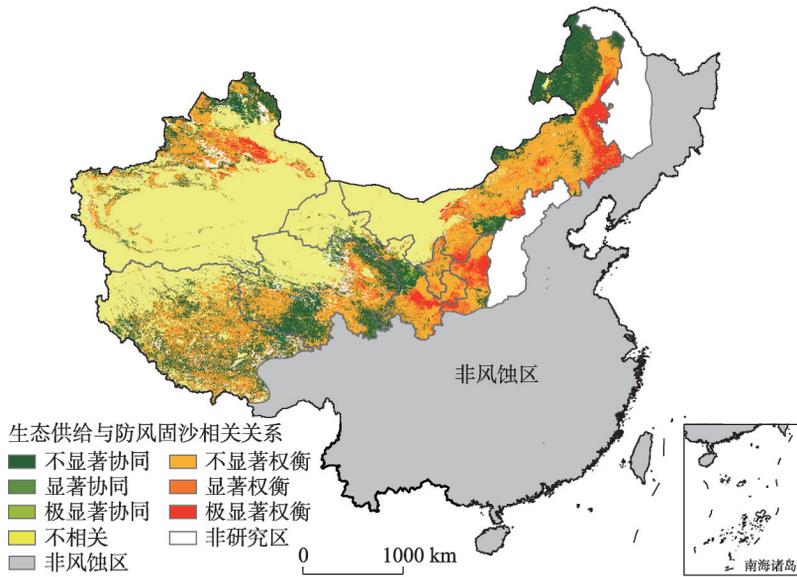


图9 2000—2019年生态系统供给与防风固沙相关关系空间分布

Fig. 9 Spatial distribution of the relationship between ecosystem supply and wind prevention and sand fixation, 2000-2019

东南、秦巴山区、内蒙古东部等地区生态环境明显转好，生态系统服务功能稳中有升，但内蒙古中部、青藏高原中西部等草原地区，由于气候变化以及草原过牧的影响，植被盖度降低，生态系统服务功能下降的趋势没有得到根本扭转，结果反映出在地域辽阔的草地退化区域，虽然采取了生态治理工程等重要举措，但部分区域未达到预期保护与治理目标，亟需采取新的治理方略或调整已有举措。

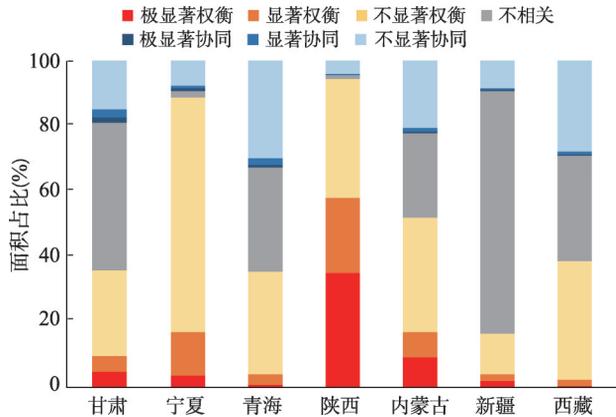


图10 2000—2019年西部地区各行政区生态系统供给与防风固沙的权衡与协同关系面积占比

Fig. 10 Area proportion of trade-off and synergies between ecosystem supply services and wind prevention and sand fixation, 2000-2019

本文所用生态系统服务计算均采用目前常用的模型算法，但实际观测数据支撑还不足，存在误差问题，还需要大量实测数据进行补充修正^[41-2]，未来将进一步增加野外观测工作以

获得实测数据支撑研究结果。本文生态系统供给与调节服务水源涵养、土壤保持之间主要为协同关系，生态工程如三北防护林工程、天然林保护工程、退耕还林工程等区域内，生态系统服务协同程度大于非工程区，这些造林工程可以影响植被覆盖度变化，进而影响生态系统服务功能^[43]，对加强协同有一定促进作用，达到生态管理目标。防风固沙服务下降区域主要位于新疆干旱荒漠区，根据已有研究，与极度退化的土地风蚀量对比得到的防风固沙量，大小取决于不同生态系统类型的风蚀量变化相对大小，中度以上植被覆盖度增加区域与防风固沙量呈正相关，中度以下则呈负相关。因此，植被好转并

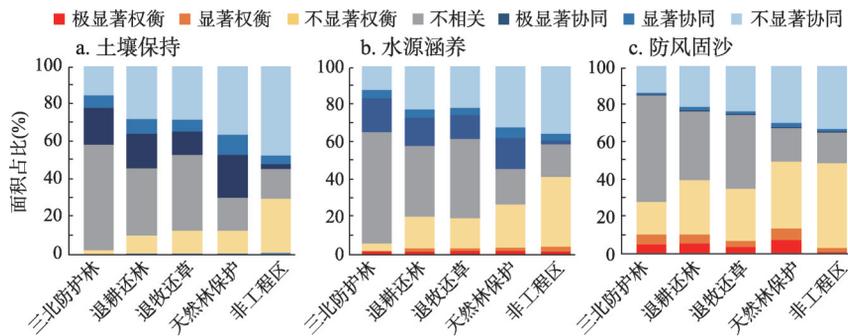


图11 2000—2019年西部地区不同生态工程区生态系统服务权衡与协同关系面积占比

Fig. 11 Area proportion of trade-off and synergies of ecosystem services in different ecological engineering areas, 2000-2019

不意味防风固沙能力提高^[44-46]。NPP与防风固沙权衡关系空间上主要分布在北方风蚀区干旱与半干旱地区，而大兴安岭北端森林覆盖率较高区域为协同关系，一方面因为干旱与半干旱地区的气候条件干燥、植被类型以草甸、低矮灌木为主，决定了其植被NPP偏低，可能导致NPP与防风固沙之间多权衡少协同的关系，另一方面工程区内NPP与防风固沙之间主要为权衡关系，体现了不同生态修复措施的生态效应有所差异^[47]，西部地区生态系统供给服务与防风固沙的权衡关系是今后需要重点关注的生态管理方面，以进一步减少人类活动对生态系统服务的负面影响。

4.2 结论

本文基于2000—2019年西部地区生态环境状况变化及其生态系统服务权衡协同机制研究得出：①西部地区聚落生态系统变化率为320.43%，草地生态系统面积下降较多，并有逐年下降趋势，生态系统结构以草地和森林、荒漠之间的转换为主。②2000—2019年植被覆盖度呈波动上升趋势，植被明显好转区域位于云贵高原和黄土高原地区；明显变差区域主要集中在青藏高原和内蒙古高原的部分地区。③2000—2019年植被NPP呈明显上升趋势，水源涵养服务功能有轻微下降趋势，土壤保持服务功能呈波动中上升趋势，防风固沙服务功能呈下降趋势，生态系统服务功能总体有所提升。④西部地区生态系统供给与水源涵养、土壤保持之间主要为协同关系，协同关系主要分布在秦岭淮河以北，特别是宁夏、内蒙古地区；风蚀区生态系统供给与防风固沙之间主要为权衡关系，存在少部分区域为协同关系。⑤三北防护林、天然林保护、退耕还林、退牧还草生态工程区内生态系统服务协同程度大于非工程区，生态建设对生态系统服务有一定影响。

参考文献(References)

- [1] Smith L M, Case J L, Smith H M, et al. Relating ecosystem services to domains of human well-being: Foundation for a US index. *Ecological Indicators*, 2013, 28: 79-90.
- [2] Xie Gaodi, Zhang Caixia, Zhang Changshun, et al. The value of ecosystem services in China. *Resources Science*, 2015, 37(9): 1740-1746. [谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 等. 中国生态系统服务的价值. *资源科学*, 2015, 37(9): 1740-1746.]
- [3] Wen Zhi, Zheng Hua, Ouyang Zhiyun. Research progress on the relationship between biodiversity and ecosystem services. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(1): 340-348. [文志, 郑华, 欧阳志云. 生物多样性与生态系统服务关系研究进展. *应用生态学报*, 2020, 31(1): 340-348.]
- [4] Zhang Zhou, Wu Cifang, Tan Rong. Application of ecosystem service value in land use change research: Bottlenecks and prospects. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(2): 556-562. [张舟, 吴次芳, 谭荣. 生态系统服务价值在土地利用变化研究中的应用: 瓶颈和展望. *应用生态学报*, 2013, 24(2): 556-562.]
- [5] Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being*. Washington, DC: Island Press, 2005.
- [6] Wong C P, Jiang B, Kinzig A P, et al. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecology Letters*, 2015, 18(1): 108-118.

- [7] Li Shuangcheng, Zhang Caiyu, Liu Jinlong, et al. The tradeoffs and synergies of ecosystem services: Research progress, development trend, and themes of geography. *Geographical Research*, 2013, 32(8): 1379-1390. [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. *地理研究*, 2013, 32(8): 1379-1390.]
- [8] Barbier E B, Koch E W, Silliman B R, et al. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, 2008, 319(5861): 321-323.
- [9] Dai Erfu, Wang Xiaoli, Zhu Jianjia, et al. Progress and perspective on ecosystem services trade-offs. *Advances in Earth Science*, 2015, 30(11): 1250-1259. [戴尔阜, 王晓莉, 朱建佳, 等. 生态系统服务权衡/协同研究进展与趋势展望. *地球科学进展*, 2015, 30(11): 1250-1259.]
- [10] Xue H, Li S, Chang J. Combining ecosystem service relationships and DPSIR framework to manage multiple ecosystem services. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015, 187(3): 117. DOI: 10.1007/s10661-015-4303-2.
- [11] Zhu Ping, Liu Xin, Zheng Yuhan, et al. Tradeoffs and synergies of ecosystem services in key ecosystem function zones in northern China. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(23): 8694-8706. [祝萍, 刘鑫, 郑瑜哈, 等. 北方重点生态功能区生态系统服务权衡与协同. *生态学报*, 2020, 40(23): 8694-8706.]
- [12] Fu Bojie, Yu Dandan. Trade-off analyses and synthetic integrated method of multiple ecosystem services. *Resources Science*, 2016, 38(1): 1-9. [傅伯杰, 于丹丹. 生态系统服务权衡与集成方法. *资源科学*, 2016, 38(1): 1-9.]
- [13] Zhao Wenwu, Liu Yue, Feng Qiang, et al. Ecosystem services for coupled human and environment systems. *Progress in Geography*, 2018, 37(1): 139-151. [赵文武, 刘月, 冯强, 等. 人地系统耦合框架下的生态系统服务. *地理科学进展*, 2018, 37(1): 139-151.]
- [14] Shao Quanqin, Fan Jiangwen, Liu Jiyuan, et al. Approaches for monitoring and assessment of ecological benefits of national key ecological projects. *Advances in Earth Science*, 2017, 32(11): 1174-1182. [邵全琴, 樊江文, 刘纪远, 等. 重大生态工程生态效益监测与评估研究. *地球科学进展*, 2017, 32(11): 1174-1182.]
- [15] Chen Canping, Gao Yuxiang. Research on ecological environment and system construction of ecological civilization in western China. *Journal of Southwest Minzu University: Humanities and Social Science*, 2013, 34(12): 138-141. [陈灿平, 高玉翔. 西部地区生态环境与生态文明制度建设研究. *西南民族大学学报: 人文社会科学版*, 2013, 34(12): 138-141.]
- [16] Li Zehong, Bai Yongqing, Sun Jiulin, et al. Ecological civilization construction in ecologically fragile poverty-stricken areas in western China. *Strategic Study of CAE*, 2019, 21(5): 80-86. [李泽红, 柏永青, 孙九林, 等. 西部生态脆弱贫困区生态文明建设战略研究. *中国工程科学*, 2019, 21(5): 80-86.]
- [17] Ren Baoping, Zhang Qian. Achievements, experiences and transition of economic development in the western region in 20 years of development of western China. *Journal of Shaanxi Normal University (Philosophy and Social Sciences Edition)*, 2019, 48(4): 46-62. [任保平, 张倩. 西部大开发20年西部地区经济发展的成就、经验与转型. *陕西师范大学学报(哲学社会科学版)*, 2019, 48(4): 46-62.]
- [18] Zhang Jiang, Yuan Minshu, Zhang Jing, et al. Responses of the NDVI of alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau to climate change and human activities over the last 30 years. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(18): 6269-6281. [张江, 袁旻舒, 张婧, 等. 近30年来青藏高原高寒草地NDVI动态变化对自然及人为因子的响应. *生态学报*, 2020, 40(18): 6269-6281.]
- [19] Zhou Riping. Assessing the soil erosion control service in the typical area of Loess Plateau. *Remote Sensing for Land & Resources*, 2019, 31(2): 131-139. [周日平. 黄土高原典型区土壤保持服务效应研究. *国土资源遥感*, 2019, 31(2): 131-139.]
- [20] Gao Jiangbo, Zuo Liyuan, Wang Huan. The spatial trade-offs and differentiation characteristics of ecosystem services in Karst peak-cluster depression. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(21): 7829-7839. [高江波, 左丽媛, 王欢. 喀斯特峰丛洼地生态系统服务空间权衡度及其分异特征. *生态学报*, 2019, 39(21): 7829-7839.]
- [21] Cheng Guodong, Zhang Zhiqiang, Li Rui. On some issues of the ecological construction of west China and proposals for policy. *Scientia Geographica Sinica*, 2000, 20(6): 503-510. [程国栋, 张志强, 李锐. 西部地区生态环境建设的若干问题与政策建议. *地理科学*, 2000, 20(6): 503-510.]
- [22] Zhao Guofeng, Duan Lufeng. Study on ecological environment and urbanization development in western China. *Ecological Economy*, 2012(2): 166-169. [赵国锋, 段禄峰. 生态环境与西部地区城镇化发展问题研究. *生态经济*, 2012(2): 166-169.]
- [23] Ning Jia, Liu Jiyuan, Kuang Wenhui, et al. Spatio-temporal patterns and characteristics of land-use change in China during 2010-2015. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(5): 789-802. [刘纪远, 宁佳, 匡文慧, 等. 2010—2015年中国土地利用变化的时空格局与新特征. *地理学报*, 2018, 73(5): 789-802.]
- [24] Jiapaer G, Chen X, Bao A M. A comparison of methods for estimating fractional vegetation cover in arid regions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2011, 151(12): 1698-1710.

- [25] Qiang Xiao, Dan Hu, Yang Xiao. Assessing changes in soil conserved ecosystem services and causal factors in the Three Gorges Reservoir region of China. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 163: 172-180.
- [26] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Maryland: The USDA Agricultural Handbook No. 537, 1978.
- [27] Zhang Wenbo, Xie Yun, Liu Baoyuan. Rainfall erosivity estimation using daily rainfall amounts. *Scientia Geographica Sinica*, 2002, 22(6): 706-711. [章文波, 谢云, 刘宝元. 利用日雨量计算降雨侵蚀力的方法研究. *地理科学*, 2002, 22(6): 706-711.]
- [28] Williams J R. The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: A case history. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 1990, 329(1255): 421-428.
- [29] Zhang K L, Shu A P, Xu X L, et al. Soil erodibility and its estimation for agricultural soils in China. *Journal of Arid Environments*, 2008, 72(6): 1002-1011.
- [30] McCool D K, Brown L C, Foster G R, et al. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation. *Transactions of the ASAE*, 1987, 30(5): 1387-1396.
- [31] Liu B Y, Nearing M A, Risse L M. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes. *Transactions of the ASAE*, 1994, 37(6): 1835-1840.
- [32] Cai Chongfa, Ding Shuwen, Shi Zhihua, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 14(2): 22-24. [蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用USLE模型与地理信息系统IDRISI预测小流域土壤侵蚀量的研究. *水土保持学报*, 2000, 14(2): 22-24.]
- [33] Wu Dan. Research on water conservation services of major terrestrial ecosystems in China [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2014. [吴丹. 中国主要陆地生态系统水源涵养服务研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2014.]
- [34] Zhao Tongqian, Ouyang Zhiyun, Zheng Hua, et al. Forest ecosystem services and their valuation in China. *Journal of Natural Resources*, 2004, 19(4): 480-491. [赵同谦, 欧阳志云, 郑华, 等. 中国森林生态系统服务功能及其价值评价. *自然资源学报*, 2004, 19(4): 480-491.]
- [35] Zhu Lianqi, Xu Shuming, Chen Peiyun. Study on the impact of land use/land cover change on soil erosion in mountainous areas. *Geographical Research*, 2003, 22(4): 432-438. [朱连奇, 许叔明, 陈沛云. 山区土地利用/覆被变化对土壤侵蚀的影响. *地理研究*, 2003, 22(4): 432-438.]
- [36] Li Yuanshou, Wang Genxu, Wang Yibo, et al. Impacts of land cover change on runoff and sediment yields in the headwater areas of the Yangtze River and the Yellow River, China. *Advances in Water Science*, 2006, 17(5): 616-623. [李元寿, 王根绪, 王一博, 等. 长江黄河源区覆被变化下降水的产流产沙效应研究. *水科学进展*, 2006, 17(5): 616-623.]
- [37] Meng Xianmin, Cui Baoshan, Deng Wei, et al. An examination of the catastrophic flood in Songnen Drainage Basin: Recognition of wetland functions. *Journal of Natural Resources*, 1999, 14(1): 14-21. [孟宪民, 崔保山, 邓伟, 等. 松嫩流域特大洪灾的警示: 湿地功能的再认识. *自然资源学报*, 1999, 14(1): 14-21.]
- [38] Gong Guoli, Liu Jiyuan, Shao Quanqin. Wind erosion in Xilingol League, Inner Mongolia since the 1990s using the revised wind erosion equation. *Progress in Geography*, 2014, 33(6): 825-834. [巩国丽, 刘纪远, 邵全琴. 基于RWEQ的20世纪90年代以来内蒙古锡林郭勒盟土壤风蚀研究. *地理科学进展*, 2014, 33(6): 825-834.]
- [39] Fryrear W D, Bilbro D J, Saleh A, et al. RWEQ: Improved wind erosion technology. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55(2): 183-189.
- [40] Saleh A. Soil roughness measurement: Chain method. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1993, 48(6): 527-529.
- [41] Tian Yu, Zhu Jianhua, Li Qi, et al. Spatial and temporal distribution of soil conservation and its driving forces in the Three Gorges Reservoir Area. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, 39(4): 1164-1174. [田宇, 朱建华, 李奇, 等. 三峡库区土壤保持时空分布特征及其驱动力. *生态学杂志*, 2020, 39(4): 1164-1174.]
- [42] Chen Yunming, Liu Guobin, Zheng Fenli, et al. Proceeding and application on soil erosion model of RUSLE. *Research of Soil and Water Conservation*, 2004, 11(4): 80-83. [陈云明, 刘国彬, 郑粉莉, 等. RUSLE侵蚀模型的应用及进展. *水土保持研究*, 2004, 11(4): 80-83.]
- [43] Wang Xiaofeng, Ma Xue, Feng Xiaoming, et al. Spatial-temporal characteristics of trade-off and synergy of ecosystem services in key vulnerable ecological areas in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(20): 7344-7355. [王晓峰, 马雪, 冯晓明, 等. 重点脆弱生态区生态系统服务权衡与协同关系时空特征. *生态学报*, 2019, 39(20): 7344-7355.]
- [44] Huang Lin, Zhu Ping, Cao Wei. The impacts of the Grain for Green Project on the trade-off and synergy relationships among multiple ecosystem services in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(3): 1178-1188. [黄麟, 祝萍, 曹巍. 中国退耕还林还草对生态系统服务权衡与协同的影响. *生态学报*, 2021, 41(3): 1178-1188.]

- [45] Gong G L, Liu J Y, Shao Q Q, et al. Sand-fixing function under the change of vegetation coverage in a wind erosion area in northern China. *Journal of Resources and Ecology*, 2014, 5(2): 105-114.
- [46] Zhu Liya, Sun Shuang, Hu Ke. Spatiotemporal distribution of vegetation net primary productivity (NPP) and its impact factors in the Xiliaohe Basin. *Guihaia*, 2020, 40(11): 1563-1574. [朱丽亚, 孙爽, 胡克. 西辽河流域植被 NPP 时空分布特征及其影响因素研究. *广西植物*, 2020, 40(11): 1563-1574.]
- [47] 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. *Earth-Science Reviews*, 2011, 104(4): 240-245.

Ecological changes and the tradeoff and synergy of ecosystem services in western China

NIU Linan^{1,2}, SHAO Quanqin^{1,2}, NING Jia¹, HUANG Haibo¹

(1. Key Laboratory of Terrestrial Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Since the implementation of the government initiative-the Development of Western Regions for 2000-2019, a series of major ecological construction projects have been launched, leading to great changes in the ecological conditions and ecological services of western China. This study calculated the amount of total ecosystem services in the western region from 2000 to 2019, and analyzed ecological changes and the characteristics of spatio-temporal variations in ecological services. And a relevant analysis method was applied to explore the trade-offs and synergy of service. It was found that the area of settlements and wetland ecosystems in the study area increased significantly from 2000 to 2015, whereas grassland showed a downward trend year by year. The vegetation fraction showed a decreasing zonal distribution from south to north. A fluctuating increase was observed during 2000-2019, with inter-annual and large spatial differences. The water conservation service had a slight downward trend from 2000 to 2019, and the main decreasing areas were distributed in southeastern Tibet, the western part of the Three Rivers Source Region, and the karst rocky desertification area. The soil conservation service showed an increasing but fluctuating trend, with the greatest increases observed in the Loess Plateau, western Sichuan and Yunnan provinces, northwest Tibet, and southeast Tibet. The windbreak and sand fixation showed a downward trend, and the sharp decline was mainly found in the central and western parts of Inner Mongolia, Tibet and parts of northern Xinjiang. Ecosystem supply, water conservation, and soil conservation were synergistically connected, they were observed north of the Huaihe River-Qinling Mountains, especially in Ningxia and Inner Mongolia. Ecosystem supply was mainly trade-offs with windbreak and sand fixation, and it was observed in the farming-pastoral transitional zone. The synergistic degree of ecosystem services in areas subjected to ecological engineering policy was greater than that in non-engineering areas. Quantitative assessment of ecosystem service changes and their trade-offs is helpful for scientific ecological management and maximizing ecological benefits.

Keywords: ecosystem services; trade-off and synergy; western region; Development of Western Region