DOI: 10.5846/stxb202109012468
范逸凡,王珂,黄璐.乡村地区生态系统服务权衡与协同关系——以湖州市为例.生态学报,2022,42(17):6875-6887.
Fan Y F,Wang K,Huang L.Trade-offs and synergies of ecosystem services in rural areas: a case study of Huzhou.Acta Ecologica Sinica,2022,42(17):6875-6887.

乡村地区生态系统服务权衡与协同关系
——以湖州市为例

范逸凡[1],王 珂[1,2],黄 璐[2,*]
1 浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058
2 浙江大学新农村发展研究院, 杭州 310058

摘要:湖州是中国“美丽乡村”发源地,十多年来乡村面貌发生较大改变,从而对其生境维持、文化保护带来压力,定量评估湖州乡村的生态系统服务及相关关系对其可持续发展具有重要意义。基于 Thornthwaite Memorial 模型、Miami 模型、InVEST 模型、水量平衡法、Maxent 模型等方法对该区域 2010—2018 年粮食供给、碳贮存、水源涵养、文化服务等四项生态系统服务进行时空演变分析,探究不同生态系统服务间的权衡与协同关系。结果表明:(1)在 2010—2018 年,湖州市乡村地区粮食供给在波动中下降,一级区以东、西部的平原耕地为主;碳贮存均值与总量年际变化极小,中、西部的高山林地碳储量最高;水源涵养均值呈现先增后减的小幅波动,空间分布特点与碳贮存相似;文化服务能力逐年增强,一级区向景点区域集聚并扩张。(2)在权衡与协同分析中,水源涵养与碳贮存、粮食供给之间以协同效应为主,文化服务与水源涵养、粮食供给、碳贮存之间以权衡效应为主,粮食供给与碳贮存之间由权衡效应向协同效应转变,各服务间相关关系总体逐渐增强且存在空间差异性。(3)热点区域识别研究显示,Ⅰ类热点区主要为提供粮食供给的耕地,占比多且略有增强;Ⅱ类热点区主要为提供碳贮存、水源涵养的林地,总体有所减少;Ⅲ类热点区主要为提供碳贮存、水源涵养,以及粮食供给或文化服务的林地和耕地,占比较多并不断扩大;Ⅳ类热点区、非热点区分别位于山地-平原过渡区、靠近城镇区域,均占比极少且变化小。研究结果以期为揭示乡村地区生态系统供给、调节、文化服务间的关系,优化乡村经济结构与发展模式,推进乡村的合理规划和可持续发展提供参考。

关键词:生态系统服务;权衡;协同;热点区;乡村

Trade-offs and synergies of ecosystem services in rural areas: a case study of Huzhou

FAN Yifan[1], WANG Ke[1,2], HUANG Lu[2,*]
1 *College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou* 310058, *China*
2 *The Rural Development Academy, Zhejiang University, Hangzhou* 310058, *China*

Abstract: Huzhou is the origin of the Beautiful Countryside Construction in China. The rural landscape has changed greatly in the past decade, which has made pressure on habitat maintenance and cultural protection. Assessing ecosystem services and their relationships is important for the sustainable development of rural areas of Huzhou. Based on Thornthwaite Memorial model, Miami model, InVEST model, Water Balance method, Maxent model, and others, this study quantitatively evaluated the ecosystem services of food supply, carbon storage, water conservation, and cultural ecosystem service in rural areas of Huzhou from 2010 to 2018, and then analyzed the trade-offs and synergies among different ecosystem services. The results showed that (1) the food supply of rural areas of Huzhou decreased in the fluctuation from

基金项目:国家自然科学基金项目(41971236);国家自然科学基金项目(41701638);浙江省基础公益研究计划项目(LGJ19D010001)
收稿日期:2021-09-01; **采用日期**:2021-12-29

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: luhuang2019@zju.edu.cn

2010 to 2018. The first level regions were located in the east and west of the region, where were the cultivated land areas. The annual variation of carbon storage was small, and the high-value regions of carbon storage were located in the middle and west of the region, where were forest areas. The average value of water conservation decreased after a slight increase, and its spatial distribution characteristics were similar to that of carbon storage. The cultural ecosystem service increased, and the first level regions gathered around the scenic spots and expanded. (2) When analyzing trade-offs and synergies, the synergistic effects were dominant among water conservation, carbon storage, and food supply. In contrast, trade-off relationships existed between the cultural ecosystem service and other three services. The relationship between food supply and carbon storage changed from trade-off to synergy. The overall correlations among various ecosystem services were continuously enhanced and showed spatial differences. (3) The results of spatial heat map showed that, from 2010 to 2018, the proportion of hotspot I was large and increased slightly. The cultivated land was the main land type of hotspot I, whose dominant ecosystem service was food supply. The proportion of hotspot II has declined, distributing in forest areas. The ecosystem services of the hotspot II were carbon storage and water conservation. The hotspot III, including carbon storage, water conservation, and food supply or cultural ecosystem service, distributed in the cultivated land areas and forest areas, covered large areas and showed an increasing trend. Besides, the proportion of hotspot IV and non-hotspot covered small areas and changed little, located in the mountain-plain transition zone and near the urban areas, respectively. The results were expected to provide reference for revealing the relationships among ecosystem services in rural areas, optimizing the rural economic structure and development mode, and promoting rational planning and sustainable development for rural areas.

Key Words: ecosystem services; tradeoffs; synergies; hotspot; rural areas

生态系统服务是生态系统与人类福祉联系的重要纽带[1],包括直接作用于人类的供给服务、调节服务、文化服务,以及维持生态系统功能的支持服务。乡村作为景观尺度上的空间聚落,是在乡村山水林田湖草各类生态系统基础上形成的村镇有机体及其居业协同体,包含复杂性、综合性、动态性、开放性等特征[2]。相较于城市,乡村在人口密度、土地利用方式、生态环境特征、社会经济状况、历史文化传承等方面存在显著不同,因而在粮食生产、稳定碳平衡、水源涵养、文化体验等方面具有重要作用[3]。由于美丽乡村的持续推进、乡村振兴的全面实施,中国乡村景观发生了巨大变化,乡村生态系统受到不同程度的扰动[4],其生态系统服务也因此发生了改变。由于不同生态系统服务间具有此消彼长的权衡、互相增益的协同等复杂的相关关系[5],厘清乡村各类生态系统服务间的相关关系,分析其空间异质、特征类型[6],对保障乡村生态系统服务的持续供给、实现乡村振兴战略具有重要的现实意义。

目前,生态系统服务的权衡与协同研究已成为可持续性科学、生态学、地理学、环境科学等相关学科和交叉学科的研究前沿与热点[7—9]。在 WOS 核心合计数据库(Web of Science Core Collection)中,自 2006 年以来,生态系统服务的权衡与协同研究进入快速的发展阶段,刊文量和引文量呈持续高速增长的趋势。在研究内容上,共引频次较高的文献聚焦于归纳探讨生态系统服务的空间分布和相互作用,如 Turner 等[10]发现丹麦的生态系统服务具有集群分布特征,Howe 等[11]分析指出 2000—2013 年全球尺度上生态系统服务间的相关关系以权衡关系为主。在权衡与协同关系上,各研究区的关系差异显著,如研究水源涵养、碳贮存和土壤保持之间的相关关系,祁宁等[12]在东北地区的研究结果为协同关系,而刘华妍等[13]在北京市发现碳贮存与土壤保持之间为协同关系,产水量与碳贮存、土壤保持之间为权衡关系。目前的关系研究以静态为主,在动态变化分析方面较为薄弱[14]。在研究对象上,目前研究多涉及国家、流域、地区等大尺度[15],对乡村的关注度不高。在研究方法上,国内外学者运用相关分析法、权衡协同度、贝叶斯网络等多种方法[16]识别生态系统服务的权衡与协同关系,如刘海等[17]使用相关性分析方法和生态系统服务权衡协同度模型对 1990—2015 年丹江口水源区 10 类生态系统服务的权衡协同关系展开研究;Dobbs 等[18]利用贝叶斯回归分析城市植被生态系统服务间

的权衡与协同关系,并研究社会、政府与气候对其影响。

作为中国“美丽乡村”发源地、“两山”理念诞生地,湖州自然生态要素齐全,文化景观类型众多,拥有“桑基鱼塘”全球重要农业文化遗产、“太湖溇港”世界灌溉工程遗产等。近年来,随着乡村地区社会经济蓬勃发展,生态系统服务间的供需矛盾日益突出[19]。生态系统服务间的供需关系作为可持续景观规划的基础[20—21],在面对复杂变化的人地矛盾时,探究不同时期乡村地区的生态系统服务权衡与协同关系对生态系统服务价值保育及乡村可持续发展具有重要指导意义。因此,本研究以湖州市乡村地区为例,选取四项生态系统服务,基于多种模型开展定量评估,分析其时空变化与分布特征,探究服务间的权衡与协同关系,以期揭示乡村地区生态系统供给、调节、文化服务间的关系,为乡村的合理规划和可持续发展提供依据与参考。

1　数据与方法

1.1　研究区概况和数据来源

1.1.1　研究区概况

湖州市地处浙江省西北部(119°14′—120°29′E,30°22′—31°11′N),位于江、浙、皖三省交界处,西接天目山,北滨太湖,山水林田湖自然生态要素丰富(图 1)。西南部以山区丘陵为主,东部属平原水乡,多样的地貌类型造就了特色的乡村景观。湖州市包含三县两区,乡村面积 42.89 万 hm^2,2018 年乡村常住人口 210.22 万,全年实现农林牧渔业总产值 216.42 亿元。

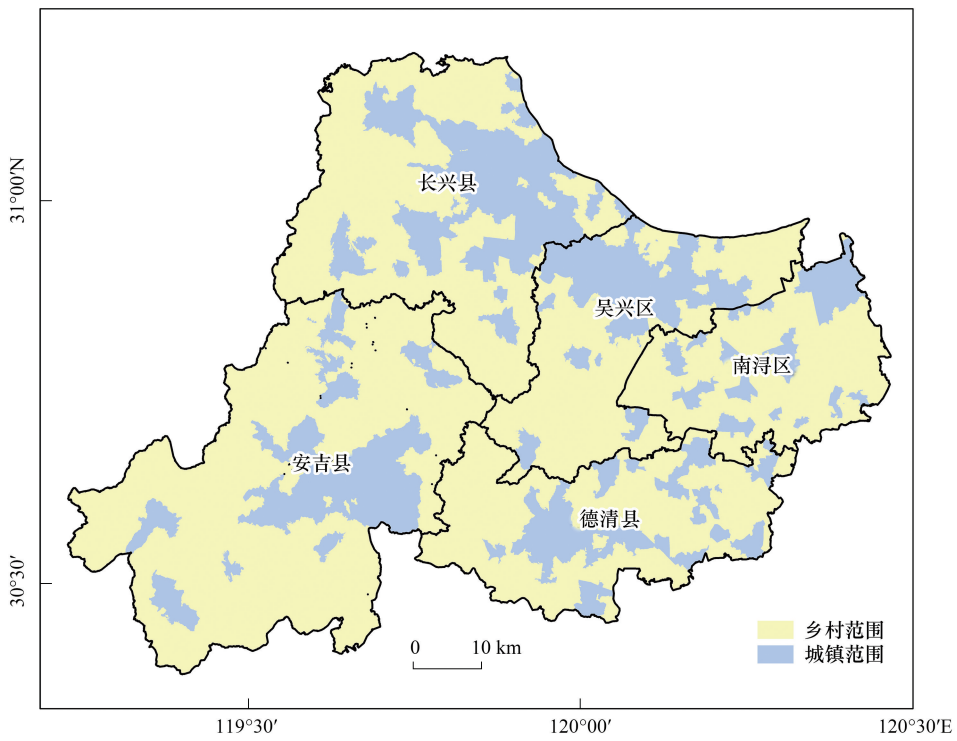

图 1　研究区范围

Fig.1　Location of the study area

1.1.2　数据来源

①地理空间数据:2010 年、2015 年、2018 年 30m×30m 土地利用数据来源于中科院资源环境科学数据中心(https://www.resdc.cn/Datalist1.aspx? FieldTyepID=1,3);1km×1km 土壤质地数据来源于中科院资源环境科学数据中心(https://www.resdc.cn/data.aspx? DATAID=260),经重采样得到 30m×30m 分辨率数据;30m×30m DEM(Digital Elevation Model)数据来源于地理空间数据云(http://www.gscloud.cn/),并以此提取坡度信

息;道路交通、水系、行政区划等数据来源于 Open street map(https://www.openstreetmap.org/);

②环境数据:2009—2019 年 1km×1km 逐月降水量与平均气温数据来源于国家地球系统科学数据中心(http://www.geodata.cn),并以此计算湖州市年平均降水量、气温和蒸散量;

③社会经济数据:统计用区划和城乡划分代码数据来源于国家统计局(http://www.stats.gov.cn/tjsj/tjbz/tjyqhdmhcxhfdm/);2010 年、2015 年、2018 年高德电子地图兴趣点(Point of Interest, POI)数据均基于高德地图平台开放的应用程序接口(API),以“公司、企业”等关键词抓取工厂 POI 数据,以“风景名胜”抓取研究区内具有休闲游憩功能的景观 POI 数据,以“餐饮、住宿、酒店”等关键词抓取食宿 POI 数据,抓取结果包含各类数据的空间信息和属性信息。

1.2 生态系统服务估算

乡村能够为人类提供所需的粮食等物质产品,发挥调节水源、改善区域小气候等调节作用,满足人们休闲游憩的文化服务需求[22]。湖州素来被誉为鱼米之乡、江南水乡,不仅粮食充裕、水网密布,森林覆盖率高,而且是国家历史文化名城,农业文化遗产丰富。因此,本研究以千年生态系统评估框架为分类基础,结合区域实际,以粮食供给、碳贮存、水源涵养、文化服务四项生态系统服务为代表展开研究。

1.2.1 粮食供给

在一定的区域尺度上,粮食生产潜力受气候变化、水资源空间分布等影响[23]。本研究利用 Thornthwaite Memorial 模型和 Miami 模型相结合计算标准气候生产潜力[24],并综合土地自然质量、基础设施、限制条件等因素量化修正,得到综合生产潜力以表征粮食供给服务值。

Miami 模型公式为:

$$W_T = 30000/(1 + e^{1.315-0.119T}) \tag{1}$$

$$W_R = 30000/(1 - e^{-0.000664R}) \tag{2}$$

Thornthwaite Memorial 模型公式为:

$$W_v = 30000/(1 - e^{-0.0009695(v-20)}) \tag{3}$$

$$V = 1.05R/[1 + (1.05R/L)^2]^{1/2} \tag{4}$$

$$L = 300 + 25T + 0.05\,T^3 \tag{5}$$

$$W = \min(W_T, W_R, W_v) \tag{6}$$

式中,T 为年平均气温(℃);R 为年降水量(mm);L 为年平均最大蒸散量(mm);V 为年平均实际蒸散量(mm);W_T、W_R、W_V分别为年平均气温、年降水量和蒸散量决定的植被生产潜力(kg/ha · a);W 为研究区域的标准气候生产潜力。

本研究从土地自然质量、基础设施、限制条件 3 个方面选取 8 个指标构建综合修订系数(表 1),利用土地利用、DEM、土壤质地、道路、水系、工厂 POI 等数据,结合前人研究成果[25—26]和层次分析法确定各指标权重(表 2),进而修订标准气候生产潜力。其公式为:

$$Y_i = W_i \times K_i \tag{7}$$

式中,Y_i 为地块 i 的综合生产潜力;W_i 为地块 i 的标准气候生产潜力;K_i 为地块 i 的生产潜力综合修订系数。

1.2.2 碳贮存

生态系统利用植被和土壤等固定大气 CO_2,影响全球碳平衡格局和区域生态环境状况[27]。本研究利用 InVEST 模型的 Carbon 模块测算区域的碳储量,各地类的碳密度结合 InVEST 模型的推荐取值与邹文涛等[28]研究确定。其公式为:

$$C_{\text{total}} = C_{\text{above}} + C_{\text{under}} + C_{\text{soil}} + C_{\text{dead}} \tag{8}$$

式中,C_{total}为生态系统碳总量,C_{above}为地上部分生物量碳库,C_{under}为地下部分生物量碳库,C_{soil}为土壤有机质碳

库,C_{dead}为死亡有机质碳库。

表 1　综合生产潜力修订指标无量纲分值标准

Table 1　Comprehensive-induced potential revised index dimensionless score standard

标准化分值 Standardized score	坡度/(°) Slope	土壤质地 Soil texture	耕作距离/km Tillage distance	水源距离/km Water source distance	农村道路通达度/km Rural road accessibility	城市道路便捷度/km Urban road accessibility	工厂影响/km Factory impact	城镇影响/km Urban impact
100	≤2	壤土	≤0.5	≤0.2	≤0.2	≤1	≥3	≥10
90		粘壤土/粉砂壤土						
80	2—6	壤粘土/砂壤土			0.2—0.5	1—1.5	2—3	5—10
75			0.5—1	0.2—0.5				
60	6—15	粘土			0.5—1	1.5—2	1—2	3—5
50			1—1.5	0.5—1				
40	15—25	砂土					<1	
35					1—1.5	2—3		
30								1—3
20	>25		>1.5	>1				
10					>1.5	>3		<1

表 2　综合生产潜力修订指标权重系数

Table 2　Revised index weight coefficients of comprehensive-induced potential

准则层 Criterion layer	指标层 Index layer	权重 Weight	组合权重 Combined weight
土壤自然质量(0.45)	坡度	0.4	0.1800
Soil natural quality	土壤质地	0.6	0.2700
基础设施(0.32)	水源距离	0.27	0.0864
Infrastructure	耕作距离	0.32	0.1024
	农村道路通达度	0.22	0.0704
	城市道路便捷度	0.19	0.0608
限制条件(0.23)	工厂影响	0.55	0.1265
Restriction	乡镇影响	0.45	0.1035

1.2.3　水源涵养

生态系统的水源涵养服务表现为径流调节、降水拦蓄、降雨量影响等[29]。本研究通过水量平衡法计算平均水源涵养量,以此反映区域生态系统的水源涵养服务。其公式为:

$$Q_x = P_x - P_x \times R_x - ET_x \tag{9}$$

式中,Q_x为栅格 x 水源涵养量,P_x为栅格 x 年均降雨量,R_x为不同生态系统栅格 x 地表径流系数,ET_x为年均蒸散发量。

1.2.4　文化服务

生态系统文化服务是生态系统为人类提供的精神上的享受,指通过精神丰富、认知发展、游憩娱乐和美学享受等方式从生态系统中获得的非物质效用和价值[30—31]。最大熵模型于 2006 年由普林斯顿大学的 Phillips 等构建,早期广泛应用于物种分布研究[32],近年来应用于其他领域,如 Richards[33]、Yoshimura 等[34]利用该模型研究生态系统的社会文化价值。本研究基于 Maxent3.4.1 平台,从高德地图 API 中获取具有景观审美、精神享受、文化遗产等多重体验的“风景名胜”POI 数据作为样本点数据,从自然、人为两方面选取六项指标作为环境变量数据(表 3)[35—36],将样本点数据与环境变量数据输入 Maxent 模型测算得到评价结果。

表 3 文化服务的环境变量信息

Table 3 Information on Environmental Variables of Cultural Ecosystem Service

类型 Type	变量 Variable	释义 Remarks	方法 Methods
自然 Natural	土地覆被	土地利用类型	依据利用类型分类
	水源距离/km	离最近水源的距离	欧式距离
	坡度(°)	地形条件	坡度工具
人为 Artificial	道路通达/km	景点可达性	欧式距离
	食宿距离/km	离最近食宿点的距离	欧式距离
	乡镇影响/km	离最近乡镇中心的距离	欧式距离

1.3 权衡与协同关系分析

1.3.1 相关性分析

本研究采用 Pearson 相关系数来评价不同生态系统服务(粮食供给、碳贮存、水源涵养、文化服务)两两之间的相关关系,以此来探究四项生态系统服务之间的权衡与协同关系[37]。为了量化不同生态系统服务之间的关系,运用极值法对评价结果进行标准化处理,使结果归一化,以消除量纲的影响。基于 ArcGIS 10.2 平台 Create Fishnet 工具,综合考虑数据分辨率和结果可靠性,将不同时间节点上标准化后的各项生态系统服务以 1km×1km 渔网提取至表,在 SPSS 20.0 中计算两两生态系统服务之间的 Pearson 相关系数,并对相关系数结果进行显著性检验,以此判定生态系统服务之间的关系。当相关系数通过显著性检验,且相关系数为正时,认为两者存在协同效应;当相关性系数为负时,认为存在权衡效应[38]。其公式为:

$$R_{xy}=\frac{\sum_{n=1}^{n}(X_{ij}-\bar{X})(Y_{ij}-\bar{Y})}{\sqrt{\sum_{n=1}^{n}(X_{ij}-\bar{X})^2}\sqrt{\sum_{n=1}^{n}(Y_{ij}-\bar{Y})^2}} \tag{10}$$

式中,R_{xy}为 x、y 服务间的偏相关系数,X_i、Y_i 分别为 x,y 服务的值,i、j 分别为栅格数据像元的行号与列号,$\bar{X}$、$\bar{Y}$ 分别为对应服务的平均值,n 为栅格数据的时间序列。

1.3.2 热点区域识别

基于 ArcGIS 10.2 平台,对各年份生态系统服务评价结果进行叠置。热点区对应超过该年份生态系统服务均值的区域,其中Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ类热点区分别对应超过该年份 1、2、3、4 项生态系统服务均值的区域,非热点区对应未超过该年份任一生态系统服务均值的区域[39]。依据划分原则,获得不同时期湖州市乡村地区生态系统服务热点区空间分布图。利用重心迁移模型分析不同时期各级热点区重心的空间转移特征,其公式为[40]:

$$X_t=\sum_{i=1}^{n}(C_{ti}\times X_i)/\sum C_{ti} \tag{11}$$

$$Y_t=\sum_{i=1}^{n}(C_{ti}\times Y_i)/\sum C_{ti} \tag{12}$$

$$D=\sqrt{(X_b-X_a)^2+(Y_b-Y_a)^2} \tag{13}$$

式中,X_t、Y_t 为各级热点区的重心坐标,X_i、Y_i 为热点区 i 的坐标,C_{ti} 为热点区在单位时间变化的面积,n 为热点区 i 的地块数量,D 为重心移动距离。

2 结果与分析

2.1 生态系统服务时空演变

2.1.1 粮食供给服务

标准气候生产潜力经多指标修订后,数值成为相对值,因此采用自然断点法,将经过修订并归一化后的区

域土地综合生产潜力分成三级(图 2)。空间分布上,2010—2018 年的生产潜力基本保持一致,总体呈现东高西低的分布趋势。其中一级区生产潜力最高,主要位于东部水网平原与西部河谷平原地区,地类以耕地为主;二级区生产潜力中等,主要分布在西北部、南部和中部的丘陵山区,地类以林地等为主;三级区生产潜力较差,穿插分布在东部水网平原与西部河谷平原,地类以水域、建设用地为主。时间变化上,湖州市 2010 年、2015 年、2018 年生产潜力指数均值分别为 0.56、0.57、0.53,总体虽有波动但变化幅度小。

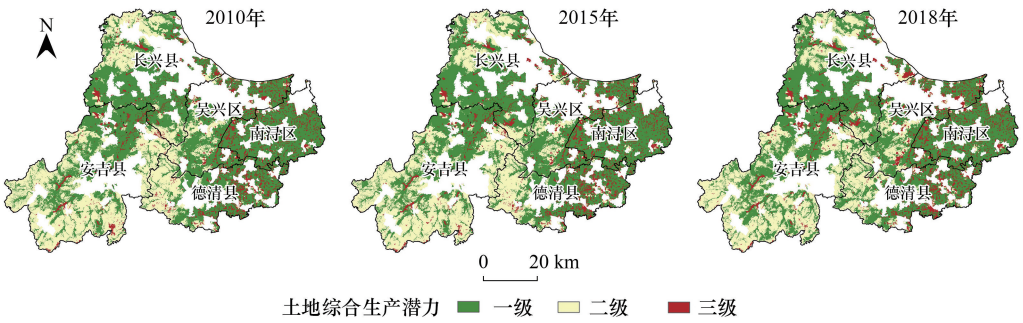

图 2　2010—2018 年湖州市乡村地区粮食供给服务空间分布

Fig.2　Spatial distribution of food supply service in rural areas of Huzhou, 2010—2018

2.1.2　碳贮存服务

基于 InVEST 模型的 Carbon 模块,得到碳贮存的空间分布值,并利用自然断点法,将区域内固碳值分成三级(图 3)。空间分布上,2010—2018 年的碳贮存结果基本保持一致,一级区集中在西北部、南部和中部的高山林地,固碳能力最强;二级区位于东部和中北部的水网平原地区,固碳能力一般;三级区零星分布在东部水网平原与西部河谷平原的水系及建设用地上,固碳能力最差。时间变化上,湖州市乡村地区 2010 年、2015 年、2018 年的平均碳储量分别为 204.62 t/hm^2、204.38 t/hm^2、203.18 t/hm^2,约有 47.27%、47.21%、46.91%的地区高于均值,分别固定碳总量 9.63×10^7 t、9.62×10^7 t、9.56×10^7 t(理论值)。

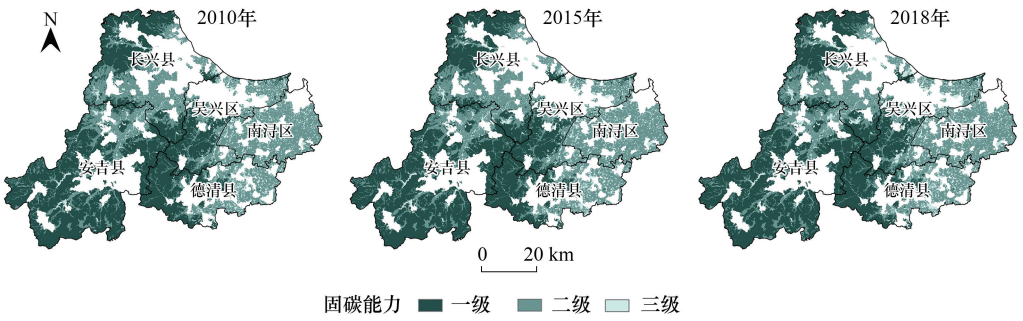

图 3　2010—2018 年湖州市乡村地区碳贮存服务空间分布

Fig.3　Spatial distribution of carbon storage service in rural areas of Huzhou, 2010—2018

2.1.3　水源涵养服务

依托 ArcGIS 10.2 平台的空间计算功能和水量平衡法公式,得到市域乡村生态系统的平均水源涵养量,利用自然断点法,将其分成三级(图 4)。空间分布上,2010—2018 年的水源涵养结果基本保持一致,一级区位于南部和中部的高山林地,水源涵养能力突出;二级区集中分布在市域西北部的长兴县,但县域空间分布不均;三级区以东部平原水网为主,水源涵养能力整体一般;水源涵养服务的空间分布特点与碳贮存相似。时间变化上,湖州市乡村地区 2010 年、2015 年、2018 年的平均水源涵养量分别为 3.44×10^5 m^3 km^{-2} a^{-1}、3.76×10^5 m^3 km^{-2} a^{-1}、3.48×10^5 m^3 km^{-2} a^{-1},约有 52.75%、52.56%、52.64%地区的涵养量在均值以上。

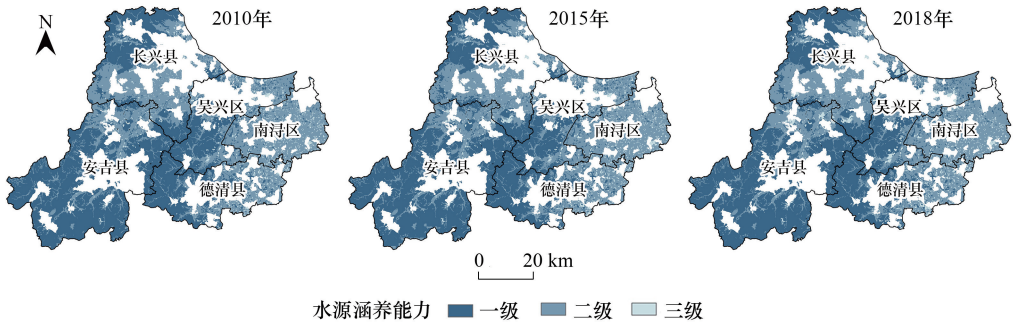

图 4 2010—2018 年湖州市乡村地区水源涵养服务空间分布

Fig.4 Spatial distribution of water conservation service in rural areas of Huzhou, 2010—2018

2.1.4 文化服务

本研究采用自然断点法,将基于 Maxent 模型得到并归一化后的文化服务供应能力结果分成三级(图 5)。空间分布上,2010—2018 年的文化服务结果存在一定变化,且与土地利用类型关系较弱,与景点分布关系密切。2010 年一级区主要集中在德清县莫干山周围,其他则零星分布在靠近城镇的区域;2015 年一级区向德清县莫干山、长兴县顾渚山和安吉县东南部等区域聚集,其余呈散状分布;2018 年一级区在德清县莫干山、吴兴区西塞山、长兴县顾渚山周围和安吉县东南部山地等区域扩张。时间变化上,湖州市 2010 年、2015 年、2018 年文化服务供应能力均值分别为 0.12、0.13、0.15,总体呈增长趋势。

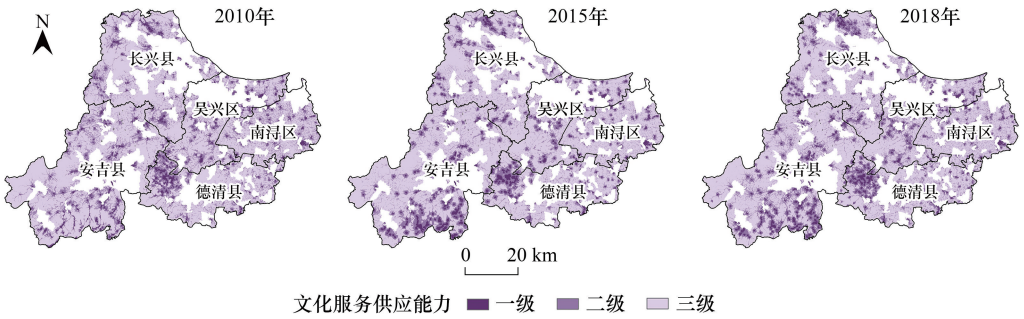

图 5 2010—2018 年湖州市乡村地区文化服务空间分布

Fig.5 Spatial distribution of culture ecosystem service in rural areas of Huzhou, 2010—2018

2.2 生态系统服务权衡与协同关系分析

2.2.1 生态系统服务相关性分析

为消除量纲差异影响,本研究通过极值法对评价结果进行归一化处理。基于 SPSS 软件,对生态系统服务两两之间的相关关系进行分析(表 4)。2010—2018 年,所有生态系统服务之间的相关性分析结果均通过 0.01 水平的显著性检验。水源涵养与碳贮存、粮食供给之间的相关系数显著为正,说明这两对生态系统服务之间存在显著的协同效应,其中水源涵养-碳贮存之间协同效应保持稳定(2010 年:$r=0.71$;2015 年:$r=0.70$;2018 年:$r=0.70$),水源涵养-粮食供给之间协同效应明显增强(2010 年:$r=0.24$;2015 年:$r=0.33$;2018 年:$r=0.40$),但总体上水源涵养-碳贮存之间的协同效应远高于水源涵养-粮食供给的协同效应。粮食供给-碳贮存之间的相关系数由负转正,说明二者由权衡效应向协同效应转变(2010 年:$r=-0.03$;2015 年:$r=0.02$;2018 年:$r=0.09$),但总体相关性很弱。文化服务与水源涵养、粮食供给、碳贮存之间的相关系数均显著为负,说明这三对生态系统服务之间存在显著的权衡效应,其中文化服务-水源涵养之间权衡效应保持稳定(2010 年:$r=-0.37$;2015 年:$r=-0.35$;2018 年:$r=-0.36$),文化服务-粮食供给之间权衡效应不断增强(2010 年:$r=-0.22$;

2015 年:$r=-0.30$;2018 年:$r=-0.31$),文化服务-碳贮存之间权衡效应波动性减弱(2010 年:$r=-0.19$;2015 年:$r=-0.11$;2018 年:$r=-0.13$),总体上文化服务与水源涵养之间的权衡效应最强、与粮食供给次之、与碳贮存最弱。总体而言,研究期内湖州市乡村地区各生态系统服务之间相关关系以权衡效应为主,协同效应较少,且多数服务间效应呈增强之势。

表 4　湖州市乡村地区生态系统间的相关系数

Table 4　Correlation coefficient between ecosystem services in rural areas of Huzhou

相关系数 Correlation coefficient	2010 年	2015 年	2018 年
粮食供给-碳贮存 Food supply with carbon storage	−0.03**	0.02**	0.09**
粮食供给-水源涵养 Food supply with water conservation	0.24**	0.33**	0.40**
粮食供给-文化服务 Food supply with culture ecosystem service	−0.22**	−0.30**	−0.31**
碳贮存-水源涵养 Carbon storage with water conservation	0.71**	0.70**	0.70**
碳贮存-文化服务 Carbon storage with culture ecosystem service	−0.19**	−0.11**	−0.13**
水源涵养-文化服务 Water conservation with culture ecosystem service	−0.37**	−0.35**	−0.36**

** 在 0.01 级别(双尾),相关性显著

2.2.2　生态系统服务热点区域识别

生态系统往往可以提供多种生态服务,如林地既可以提供碳贮存与水源涵养服务,还能提供文化服务。因此,本研究在分析生态系统权衡与协同关系的基础上,基于热点区域识别方法,得到 2010—2018 年湖州市乡村地区生态系统服务热点区分布(图 6)。空间分布上,Ⅰ类热点区主要聚集在东部与西部的平原耕地,粮食供给能力较高但其他生态系统服务能力一般;Ⅱ类热点区集中分布在中部与西部的高山林地,碳贮存与水源涵养能力较高;Ⅲ类热点区在中、西部的林地与耕地上均有分布,碳贮存与水源涵养能力普遍较高,粮食供给或文化服务能力在部分地区也存在较高值;Ⅳ类热点区分布较为分散,以山地-平原过渡区为主,四项生态系统服务能力比较均衡;非热点区零星分布在靠近城镇的区域,可提供的生态系统服务类型虽多,但数值均较低。时间变化上,Ⅰ类热点区从 2010 年的 34.43%增至 2018 年的 36.68%;Ⅱ类热点区面积减少较多,2010 年的占比达 37.34%,2018 年占比仅 30.28%,主要向Ⅲ类热点区转变;Ⅲ类热点区在 2010—2018 年由 17.67%增至 21.10%,年际增幅明显;Ⅳ类热点区和非热点区面积较小且呈零星分布,其变化受时间影响不大。重心迁移上,2010—2018 年Ⅰ类热点区重心迁移距离最小,在吴兴区中南部 800m 范围内小幅变化;Ⅱ类热点区重心在安吉东北部略向西南偏移,总体偏移量在 1200m 以内;Ⅲ类、Ⅳ类热点区重心相较于Ⅱ类更靠近安吉县中部;非热点区重心偏移幅度最大,由吴兴区西南向中部靠拢(图 7)。

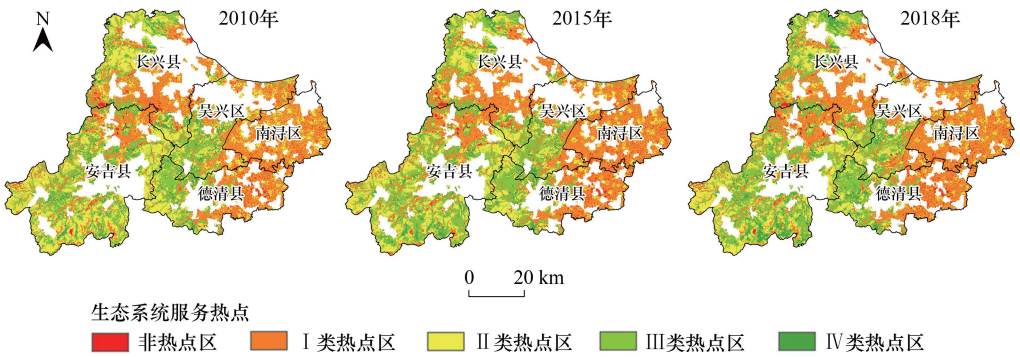

图 6　2010—2018 年湖州市乡村地区生态系统服务热点区空间分布

Fig.6　Spatial distribution of hotspots for ecosystem services in rural areas of Huzhou, 2010—2018

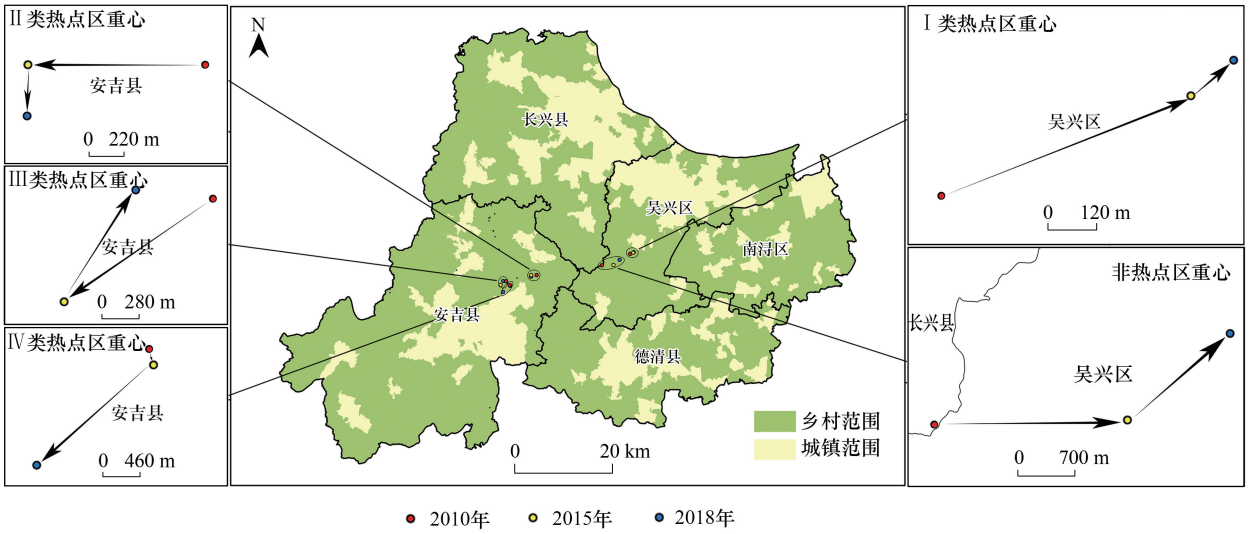

图 7 2010—2018 年湖州市乡村地区生态系统服务热点区重心分布

Fig.7 Spatial distribution of the center of gravity in hotspots for ecosystem services in rural areas of Huzhou, 2010—2018

3 讨论

3.1 湖州乡村生态系统服务的空间集聚性与服务多元性

湖州市乡村地区生态系统服务在 2010—2018 年整体呈下降趋势,对土地利用类型的变化表现出一定的敏感度。粮食供给、碳贮存与水源涵养服务不同程度的波动揭示了城市化进程对耕地、林地等自然用地被占用所带来的消极影响[41];粮食供给服务在湖州市东部地区交叉分布极高值与极低值,原因在于该区域地势平坦,有利于农业生产,也同样适宜城市开发建设,体现城市发展与农业生产之间的用地矛盾;碳贮存服务、水源涵养服务的年际差异与区域耕地、林地、草地等地类的面积变化密切相关;文化服务的空间聚集与价值提升体现了区域充分利用环境优势,不断挖掘文旅、养老、文创等产业潜力。水源涵养、碳贮存与粮食供给 3 项服务之间以协同效应为主,与前人的研究结果有所差异[42—43],这可能是由于在自然要素和社会要素的共同作用下[44],湖州市以桑基鱼塘为代表的循环农业使水源涵养、碳贮存与粮食供给服务间的关系总体呈协同效应而非权衡效应。Ⅱ类热点区以碳贮存与水源涵养服务为主,三年占比均超 56%,这与两者协同效应的相关性分析结果符合,体现了相关性分析与热点区识别的关联。Ⅱ类热点区在研究时期内主要向Ⅲ类热点区转变的现象,体现了生态系统服务类型向多元化方向发展的趋势,这与研究者在汉江流域非热点区向Ⅰ类热点区转变的研究结果类似[45],差异主要与研究的生态系统服务数量、类型不同有关。

3.2 生态系统服务权衡与协同研究的方法改进

本研究综合运用 Thornthwaite Memorial 模型、Miami 模型、InVEST 模型、水量平衡法、Maxent 模型等方法对该区域四项生态系统服务进行时空演变分析。基于 Thornthwaite Memorial 模型和 Miami 模型计算标准气候生产潜力,并利用多重因素进行量化修正,使其理论上更为可靠,但机理支持依据仍较为薄弱[46];InVEST 模型的 Carbon 模块利用多源数据进行评价,实现定量化和空间化,但由于不同地区相同土地利用类型的单位碳储量并不相同,这提高了碳储量评估的不确定性[47];利用水量平衡法计算区域平均水源涵养量,综合了气候、地形等对水循环的影响,但未考虑地表水以及地下水的影响[48];Maxent 模型作为机器学习算法,具有准确率高、环境变量设置灵活等优点,POI 数据具有时效性强、信息量大等优势,能弥补文化服务难以量化表达的缺陷,但由于模型精度依赖于训练样本,受定位精度所限,2010 年前后的 POI 数据精准性一般,但对整体结果影响较小。本研究仅量化了四项具有代表性的生态系统服务,无法全面衡量区域的综合服务能力;同时生态系

统各服务间存在互相影响、互相作用[49—50],如Ⅲ类热点区存在碳贮存、水源涵养与文化服务均较高的区域,这与相关性分析结果中文化服务与碳贮存、水源涵养呈权衡效应相矛盾,说明不能仅分析两个服务之间的相关关系。因此,后续研究将基于服务簇进行权衡与协同关系评估[51],探究其影响因素与驱动机理,更好地制定差异化管理方案。

3.3　生态系统服务权衡与协同研究对后续规划的启发

土地利用类型对生态系统服务差异、权衡协同关系及热点区分布有直接作用,其变化将影响当地空间规划。2020 年《湖州"五谷丰登"规划(2020—2035)》选择了生态本底良好、适合发展文创经济的地区(研究区涉及其中"四谷",即西塞"科学谷"、阳山"时尚谷"、顾渚"画溪谷"、莫干"论剑谷")作为未来 15 年的重点发展区域。本研究中 2010—2018 年"四谷"范围内的四项生态系统服务区域均值均达到或超过该年平均水平,尤其是文化服务,"四谷"均值由 0.18 升至 0.23,均值和涨幅均超区域平均水平(图 8)。但本研究发现安吉县南部生态优美、文化服务能力较强的区域还未被纳入五谷范围,此结果可作为规划参考。同时,有必要在不同的生态系统服务热点区采取相对应的措施:Ⅰ类热点区以粮食供给服务为主,作为农业生产的重要区域,应禁止使用高残留农药,防止农业面源污染;Ⅱ类热点区碳贮存与水源涵养能力较高,能发挥重要的生态功能,后续管理应在局部生态关键性区域(纳入生态保护红线范围的区域)限制人类活动,禁止随意开发;Ⅲ类、Ⅳ类热点区综合服务能力较强,土地利用方式的选择性更多样,管理上不能"一刀切",应兼顾生态效益、社会效益、经济效益,杜绝低水平开发;非热点区生态系统服务能力较弱,应根据实际情况循序推进生态建设,不断提高生态效益。

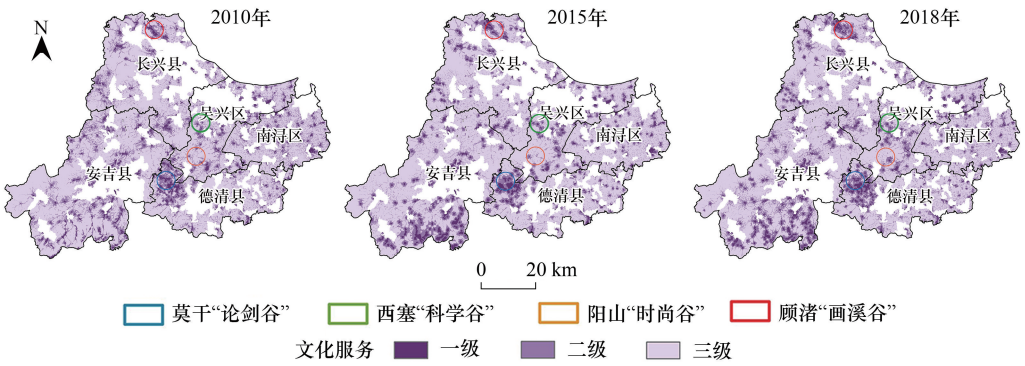

图 8　湖州市乡村地区文化服务空间分布与"五谷丰登"区位关系

Fig.8　Spatial distribution of culture ecosystem service in rural areas of Huzhou and location relationship of the "Grain harvest"

4　结论

本研究以湖州市乡村地区为研究区,对 2010—2018 年粮食供给、碳贮存、水源涵养、文化服务进行定量评估,分析其时空演变特征,利用相关性分析探究生态系统服务间的权衡与协同关系,并识别生态系统服务热点区,得到以下结论:

(1)研究期内,四项生态系统服务的空间变化迥异。其中粮食供给呈先增后减的波动状态,一级区以东部水网平原与西部河谷平原的耕地为主;碳贮存均值与总量虽逐年下降,但年际变化小,中部和西部的高山林地碳储量最高;水源涵养均值呈先增后减的小幅波动,其空间分布特点与碳贮存相似;文化服务呈逐年增强的态势,一级区向莫干山、西塞山、顾渚山、龙王山等景点区域聚集并扩张。

(2)2010—2018 年,区域水源涵养与碳贮存、粮食供给之间存在显著的协同效应,文化服务与水源涵养、粮食供给、碳贮存之间存在显著的权衡效应,粮食供给与碳贮存之间由权衡效应向协同效应转变,各服务间的相关关系总体呈增强之势且存在空间差异性。

(3)热点区域识别研究显示,湖州市乡村地区Ⅰ类热点区占比多且略有增强,主要聚集在东、西部的平原耕地,以提供粮食供给服务为主;Ⅱ类热点区总体呈减少趋势,以中、西部的林地为主,主要提供碳贮存、水源涵养服务;Ⅲ类热点区占比较多并不断扩大,分布在中、西部的林地与耕地上,主要提供碳贮存、水源涵养以及粮食供给或文化服务;Ⅳ类热点区和非热点区占比极少,分别位于山地—平原过渡区和靠近城镇的区域。

参考文献(References):

[1] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005.

[2] 刘彦随. 中国新时代城乡融合与乡村振兴. 地理学报, 2018, 73(4): 637-650.

[3] 刘崇刚, 孙伟, 曹玉红, 陈晨. 乡村地域生态服务功能演化测度——以南京市为例. 自然资源学报, 2020, 35(5): 1098-1108.

[4] 徐胜利. 江西省农村土地利用变化及生态系统服务价值研究. 中国农业资源与区划, 2018, 39(7): 113-120.

[5] 李双成, 张才玉, 刘金龙, 朱文博, 马程, 王珏. 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.

[6] Tallis H, Kareiva P, Marvier M, Chang A. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008, 105(28): 9457-9464.

[7] 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.

[8] Tian Y C, Wang S J, Bai X Y, Luo G J, Xu Y. Trade-offs among ecosystem services in a typical Karst watershed, SW China. Science of the Total Environment, 2016, 566-567: 1297-1308.

[9] Nelson E, Mendoza G, Regetz J, Polasky S, Tallis H, Cameron D, Chan K M A, Daily G C, Goldstein J, Kareiva P M, Lonsdorf E, Naidoo R, Ricketts T H, Shaw M. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. Frontiers in Ecology and the Environment, 2009, 7(1): 4-11.

[10] Turner K G, Odgaard M V, Bøcher P K, Dalgaard T, Svenning J C. Bundling ecosystem services in Denmark: trade-offs and synergies in a cultural landscape. Landscape and Urban Planning, 2014, 125: 89-104.

[11] Howe C, Suich H, Vira B, Mace G M. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: a meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. Global Environmental Change, 2014, 28: 263-275.

[12] 祁宁, 赵君, 杨延征, 苟睿坤, 陈佳琦, 赵鹏祥, 李卫忠. 基于服务簇的东北地区生态系统服务权衡与协同. 生态学报, 2020, 40(9): 2827-2837.

[13] 刘华妍, 肖文发, 李奇, 田宇, 张倩如, 朱建华. 北京市生态系统服务时空变化与权衡分析. 生态学杂志, 2021, 40(1): 209-219.

[14] 陈心盟, 王晓峰, 冯晓明, 张欣蓉, 罗广祥. 青藏高原生态系统服务权衡与协同关系. 地理研究, 2021, 40(1): 18-34.

[15] 熊鹰, 孙维筠, 魏晓, 何杰旭, 赵丹丹, 孙冰, 陈雷. 南方丘陵山地生态系统服务与农村社区协同发展模式研究——以广东乐昌市8个乡村为例. 生态学报, 2020, 40(18): 6505-6521.

[16] 张碧天, 闵庆文, 焦雯珺, 何思源, 刘某承, 杨伦. 生态系统服务权衡研究进展与展望. 生态学报, 2021, 41(14): 1-16.

[17] 刘海, 武靖, 陈晓玲. 丹江口水源区生态系统服务时空变化及权衡协同关系. 生态学报, 2018, 38(13): 4609-4624.

[18] Dobbs C, Nitschke C R, Kendal D. Global drivers and tradeoffs of three urban vegetation ecosystem services. PLoS One, 2014, 9(11): e113000.

[19] 刘玉, 郜允兵, 潘瑜春, 唐林楠, 涂明广. 基于多源数据的乡村功能空间特征及其权衡协同关系度量. 地理研究, 2021, 40(7): 2036-2050.

[20] 黄璐, 邬建国, 王珂,张微. 可持续景观规划——融合景观可持续性研究与地理设计. 生态学报, 2022, 42(2): 442-449.

[21] Huang L, Xiang W N, Wu J G, Traxler C, Huang J Z. Integrating GeoDesign with Landscape Sustainability Science. Sustainability, 2019, 11(3): 833.

[22] 葛韵宇, 李方正. 基于主导生态系统服务功能识别的北京市乡村景观提升策略研究. 中国园林, 2020, 36(1): 25-30.

[23] 赵亮, 韦学成, 黄国椅, 蒙凌璘, 朱利泉. 喀斯特地貌区耕地地力评价与分级. 农业工程学报, 2013, 29(8): 232-241.

[24] 赵慧颖, 田宝星, 宫丽娟, 曲辉辉, 季生太, 李秀芬, 张兴林. 近308年来大兴安岭北部森林植被气候生产潜力及其对气候变化的响应. 生态学报, 2017, 37(6): 1900-1911.

[25] 何山. 基于多源信息的耕地多功能评价与用途分区研究——以杭州市为例[D]. 杭州: 浙江大学, 2019.

[26] 苏越. 耕地非粮化时空演变与管控研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2020.

[27] 杨玉盛, 谢锦升, 盛浩, 陈光水, 李旭. 中亚热带山区土地利用变化对土壤有机碳储量和质量的影响. 地理学报, 2007, 62(11): 1123-1131.

[28] 邹文涛, 何友均, 叶兵, 赵晓迪, 许单云, 肖仁乾, 段艺璇. 基于InVEST模型的钱江源国家公园生态系统碳储量研究. 中南林业科技大学学报, 2021, 41(3): 120-128.

[29] 龚诗涵, 肖洋, 郑华, 肖燚, 欧阳志云. 中国生态系统水源涵养空间特征及其影响因素. 生态学报, 2017, 37(7): 2455-2462.

[30] Daniel T C, Muhar A, Arnberger A, Aznar O, Boyd J W, Chan K M A, Costanza R, Elmqvist T, Flint C G, Gobster P H, Grêt-Regamey A, Lave R, Muhar S, Penker M, Ribe R G, Schauppenlehner T, Sikor T, Soloviy I, Spierenburg M, Taczanowska K, Tam J, von der Dunk A. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(23): 8812-8819.

[31] Milcu A I, Hanspach J, Abson D, Fischer J. Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. Ecology and Society, 2013, 18(3): 44.

[32] Phillips S J, Anderson R P, Schapire R E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling, 2006, 190(3/4): 231-259.

[33] Richards D R, Friess D A. A rapid indicator of cultural ecosystem service usage at a fine spatial scale: content analysis of social media photographs. Ecological Indicators, 2015, 53: 187-195.

[34] Yoshimura N, Hiura T. Demand and supply of cultural ecosystem services: use of geotagged photos to map the aesthetic value of landscapes in Hokkaido. Ecosystem Services, 2017, 24: 68-78.

[35] 霍思高, 黄璐, 严力蛟. 基于 SolVES 模型的生态系统文化服务价值评估——以浙江省武义县南部生态公园为例. 生态学报, 2018, 38(10): 3682-3691.

[36] He S, Su Y, Shahtahmassebi A R, Huang L Y, Zhou M M, Gan M Y, Deng J S, Zhao G, Wang K. Assessing and mapping cultural ecosystem services supply, demand and flow of farmlands in the Hangzhou metropolitan area, China. Science of the Total Environment, 2019, 692: 756-768.

[37] Li T, Lü Y H, Fu B J, Hu W Y, Comber A J. Bundling ecosystem services for detecting their interactions driven by large-scale vegetation restoration: enhanced services while depressed synergies. Ecological Indicators, 2019, 99: 332-342.

[38] Jopke C, Kreyling J, Maes J, Koellner T. Interactions among ecosystem services across Europe: bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. Ecological Indicators, 2015, 49: 46-52.

[39] 高敏, 王勇, 高洁, 王家录, 毛泳. 喀斯特地区退耕还林工程下生态系统服务变化与关系分析. 水土保持研究, 2020, 27(2): 276-283.

[40] 董弟文, 阿布都热合曼·哈力克, 王大伟, 田世英. 1994—2016 年和田绿洲植被覆盖时空变化分析. 生态学报, 2019, 39(10): 3710-3719.

[41] 董会忠, 姚孟超. 成渝经济区土地利用变化对生态系统服务价值的影响. 水土保持通报, 2020, 40(1): 213-220.

[42] Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell M J, Avilés-Vázquez K, Samulon A, Perfecto I. Organic agriculture and the global food supply. Renewable Agriculture and Food Systems, 2007, 22(2): 86-108.

[43] 兰紫橙, 贾岚, 程煜. 闽江流域生态系统服务价值评估及权衡协同关系. 生态学报, 2020, 40(12): 3909-3920.

[44] 戴尔阜, 王晓莉, 朱建佳, 高江波. 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.

[45] 高艳丽, 李红波, 侯蕊. 汉江流域生态系统服务权衡与协同关系演变. 长江流域资源与环境, 2020, 29(7): 1619-1630.

[46] 田宝星, 宫丽娟, 杨帆, 陈晶, 翟墨, 张洋. 气候变化对黑龙江省自然植被气候生产潜力的影响. 农学学报, 2021, 11(3): 60-67.

[47] Sun X, Lu Z M, Li F, Crittenden J C. Analyzing spatio-temporal changes and trade-offs to support the supply of multiple ecosystem services in Beijing, China. Ecological Indicators, 2018, 94: 117-129.

[48] Su C H, Fu B J. Evolution of ecosystem services in the Chinese Loess Plateau under climatic and land use changes. Global and Planetary Change, 2013, 101: 119-128.

[49] Farber S C, Costanza R, Wilson M A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. Ecological Economics, 2002, 41(3): 375-392.

[50] van Jaarsveld A S, Biggs R, Scholes R J, Bohensky E, Reyers B, Lynam T, Musvoto C, Fabricius C. Measuring conditions and trends in ecosystem services at multiple scales: the Southern African Millennium Ecosystem Assessment (SAfMA) experience. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2005, 360(1454): 425-441.

[51] Karimi J D, Corstanje R, Harris J A. Bundling ecosystem services at a high resolution in the UK: trade-offs and synergies in urban landscapes. Landscape Ecology, 2021, 36(6): 1817-1835.