

DOI: 10.5846/stxb202007131825

楚智, 徐长春, 罗映雪, 孙琪. 基于生态保护红线管理的塔里木河流域土地利用模拟及生态效益评价. 生态学报, 2021, 41(18): 7380-7392.

Chu Z, Xu C C, Luo Y X, Sun Q. Land use simulation and ecological benefit evaluation in the Tarim River basin based on ecological protection red line management. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(18): 7380-7392.

基于生态保护红线管理的塔里木河流域土地利用模拟及生态效益评价

楚 智¹, 徐长春^{1,2,*}, 罗映雪¹, 孙 琪¹

1 新疆大学资源与环境科学学院, 乌鲁木齐 830046

2 新疆大学绿洲生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830046

摘要:以《生态保护红线划定指南》为依据,在开展区域生态系统服务功能重要性和生态环境敏感性评价的基础上,对塔里木河流域的生态保护红线区域进行划定,并基于 FLUS 情景模拟、生态系统服务价值(ESV)估算、景观格局指数计算和空间自相关分析等方法,评估生态保护红线政策在塔里木河流域实施后的生态效益。研究表明:(1)划定生态保护红线区域总面积 133721 km²,占流域总面积的 13.01%,植被净初级生产力(NPP)比红线之外的研究区平均值高 3.61 倍,划定结果符合“以较小面积获取较大服务”的原则。(2)生态保护红线区域提供了全流域 44.55%的 ESV,调节服务和供给服务是生态系统的的功能,其中冰川湖泊贡献了生态保护红线区域 52.28%的 ESV。(3)生态保护红线政策情景在 2030 年的 ESV 比 2015 年增加了 11.96%,且 ESV 高值面积增加了 5.95%,高 ESV 低风险区域面积增加了 6.37%,流域生态系统内部稳定,拥有较高的抵抗风险能力,生态系统结构配置最优。生态保护红线政策能够为塔里木河流域的生态系统稳定和“既要金山银山,又要绿水青山”的可持续发展提供理论支持。

关键词:生态保护红线;生态系统服务价值;景观格局;塔里木河流域

Land use simulation and ecological benefit evaluation in the Tarim River basin based on ecological protection red line management

CHU Zhi¹, XU Changchun^{1,2,*}, LUO Yingxue¹, SUN Qi¹

1 College of Resource and Environment Sciences, Xinjiang University, Urumqi 830046, China

2 MOE Key Laboratory of Oasis Ecology, Xinjiang University, Urumqi 830046, China

Abstract: According to the “Guide for the Demarcation of Ecological Red Line”, this paper first demarcated the ecological red line area of the Tarim River basin based on the evaluations of the importance of ecosystem service function and the sensitivity of ecological environment. Then the ecological benefits after implementing the ecological red line policy was evaluated through the FLUS scenario simulation, ecosystem service value (ESV) estimation, landscape pattern index calculation and spatial autocorrelation analysis. The results show that: (1) The total area of the demarcated ecological red line area is 133721 km², accounting for 13.01% of the total watershed area. Among them, the most sensitive areas of land desertification and the most important areas of biodiversity conservation accounts for 60.21% and 30.59%, respectively. The net primary productivity (NPP) of vegetation in the ecological protection red line area accounts for 40.81% of the total in the study area. The average value of NPP within the red line is 4.61 times that outside the line. The demarcation is in line with the principle of “a larger service in a smaller area”. (2) The ecological red line area provides 44.55% ESV of the

基金项目:国家自然科学基金项目(41561023)

收稿日期:2020-07-13; 网络出版日期:2021-06-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xcc0110@163.com

whole basin. The contribution values of the other ecological service functions except hydrological regulation function are all more than 50%. From the perspective of ecosystem service value structure function, regulating and supplying services are the most important functions of the ecosystem; From the perspective of ecological function regionalization, glaciers and lakes contribute 52.28% ESV to the red line area, which plays a vital role in the ecosystem service function in the study area. (3) Through the comparison of ecological landscape pattern scenarios under different development goals, it is found that after the implementation of ecological protection red line policy scenario of returning farmland to forest or grassland and protecting key ecological function areas, the ESV in 2030 will increase by 11.96% over 2015. The area with high ESV will increase by 5.95% and the area with high ESV and low-risk will increase by 6.37%. Compared with 2015, the watershed ecosystem will be more stable in 2030 with a higher capability against risks, and the configuration of ecosystem structure is better. The most important high-ESV-high-risk areas and most of the high-ESV-low-risk areas for the ecosystem function of the Tarim River basin were delimited within the ecological protection red line. Therefore, the ecological red line policy can provide a direction and theoretical support for both the ecosystem stability in the Tarim River basin and the sustainable development of “To gain gold and silver mountains, as well as clear water and green mountains”.

Key Words: ecological red line; ecosystem service value; landscape pattern; Tarim River basin

当前我国正经历着经济社会高速发展带来的环境危机,习近平主席提出中国必须从“先发展,后治理”向“生态文明”转变,发展应尊重生态环境承载力,力求在全国范围内进行协调统筹维持社会福利的关键要素——能源和资源^[1-2]。中国是第一个制定关于生态环境保护国家政策的主要经济体,要求政府在土地利用规划中建立环境、社会和经济评估,即生态保护红线政策^[3]。生态保护红线区域是在土地利用规划中建立环境安全评估标准的一种尝试,被定义为“保证和维护生态安全的功能以及生物多样性所需的最低生态面积”^[1, 4]。生态保护红线区域范围内具有特殊重要生态功能、是必须进行强制性严格保护的区域,同时也是保障和维护国家生态安全的底线和生命线。划定生态保护红线并实行永久保护,对维护国家和地区国土生态安全、促进经济社会可持续发展和推进生态文明建设具有十分重要的现实意义^[5-9]。但由于划定主体不同、对红线区的认识不同,加之同级行政区范围差异大,评价数据精度、时效性不一致,造成跨行政区的红线分布存在明显的不连续、空白或边界错乱现象,割裂了山脉、河流、湿地、植被等自然地理要素的空间完整性,难以形成生态保护红线全国“一张图”^[10]。为此,应打破行政区域界线,开展流域整体的生态保护红线区域划定,并在此基础上进行地区衔接,明确行政职能范围。

生态系统服务的概念自提出以来^[11],便引起了学术界的广泛关注。随着生态系统服务价值的理论和分类体系的逐渐完善,因其直观的货币化评估特点而得到了更加广泛的应用^[12-15],以生态系统服务价值评估为基础的政策效益研究成为其发展趋势^[16-20]。Bai 等^[3]提出了一种跨科学-政策的生态系统服务框架建立生态保护红线区域,分析表明生态保护红线政策对上海市的环境服务战略规划可以减少环境质量和发展之间的矛盾;肖甜甜^[21]基于生态系统服务评价建立围填海区域景观生态保护红线划分方法;刘军会等^[10]依据《生态保护红线划定指南》^[22],再结合京津冀地区生态系统现状,选取了部分指标建立评价指标和评价模型,开展生态系统服务重要性和生态敏感性评价并建立生态保护红线区域;徐梦佳等^[9]构建生态资产及其价值评估指标体系评价了山东省东营市生态保护红线区域的生态效益。由此可见,如何建立科学的评价模型划分生态保护红线保护区域并综合评估生态保护红线政策的生态效益是一个热点问题。

塔里木河流域是我国最大的内陆河流域,对我国干旱内陆区经济发展和生态文明建设起着举足轻重的作用。为缓解发展与环境的矛盾,推进生态文明建设进程,塔里木河流域管理局与陈亚宁团队合作开展“塔里木河流域生态需水量及重要生态工程研究”。依据前人成果^[23-28],在综合考虑塔里木河流域生态需水状况和干流绿色带的基础上,陈亚宁^[29]确定塔里木河流域平原区天然植被现状分布区域(总面积 47771 km²)为生态红线的保护范围,包括自然绿洲、荒漠和绿洲荒漠过渡带的天然植被。然而,该划定方法主要依据流域下游

平原区自然植被现状,并未考虑到中上游等地生态系统完整性,也忽视了土壤、海拔、气候、NPP 等因子带来的生态系统服务功能的差异性。

本研究以《生态保护红线划定指南》为依据,综合考虑塔里木河流域生态功能极重要区和生态环境极敏感区,并加入湖泊冰川等禁止开发区域划定生态保护红线,通过红线区生态服务功能静态评估,以及生态保护政策在研究区未来土地利用变化情景中的动态效益分析,旨在为塔里木河流域的未来土地利用规划和发展方式提供思路。

1 研究区概况

塔里木河流域($71^{\circ}39'—93^{\circ}45'E$, $34^{\circ}20'—43^{\circ}39'N$)位于新疆维吾尔自治区南部,总面积 $1.028 \times 10^6 \text{ km}^2$,是我国最大的内陆河流域(图 1)。塔里木河全长 2179 km,由叶尔羌河、和田河、阿克苏河汇合而成,主要补给水源为高山冰雪融水^[30]。受区域地形地貌影响,流域内降水稀少,蒸发强烈,形成了典型的大陆性干旱气候^[24]。多年平均降水量 17.4—42.8 mm,多年平均气温 $10.6—11.5^{\circ}\text{C}$ ^[31-33]。土地利用类型以未利用地和草地为主。

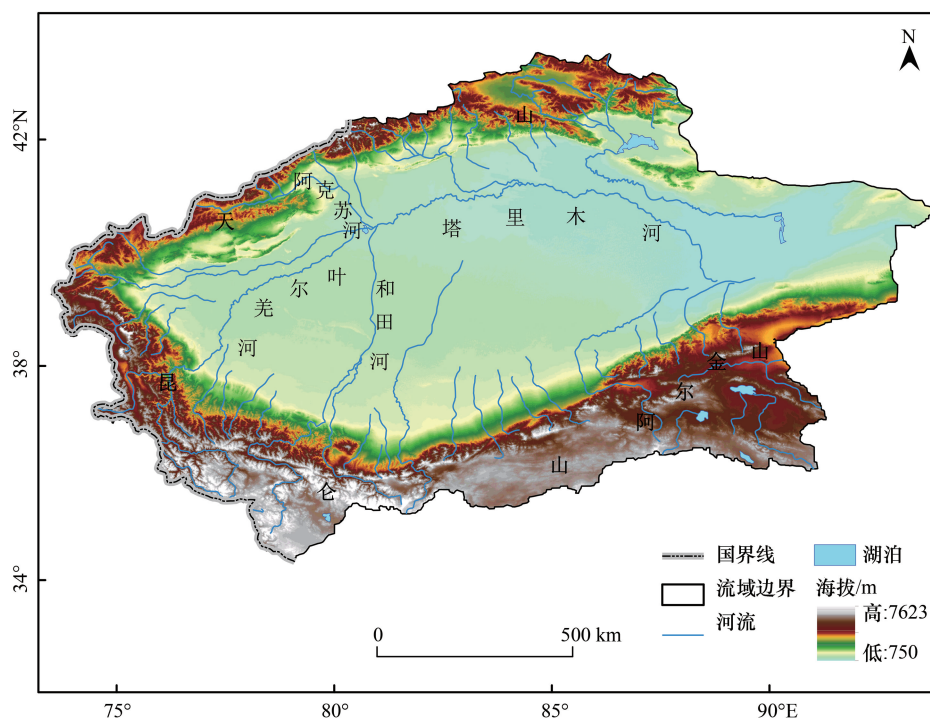


图1 塔里木河流域

Fig.1 Tarim River Basin

2 数据处理与方法

2.1 数据获取与处理

遥感数据:2001—2015 年归一化植被指数 (NDVI)、植被净初级生产力 (NPP) 和蒸散发数据 (ET), 分别来源于美国国家航空航天局 NASA 提供的 MOD13Q1、MOD17A3 和 MOD16A3 数据 (<http://reverb.echo.nasa.gov>), 空间分辨率分别为 250 m、1 km、1 km。经过剔除异常值、重投影、掩膜和重采样等预处理, 得到塔里木河流域 2001—2015 年的逐年、逐月影像。

气象数据:降水、气温、风速和大风日数等数据以及各个气象站点数据, 来源于国家气象信息中心的中国

地面气候资料数据集(<https://data.cma.cn/>), 并采用 ANUSPLIN 插值方法并裁剪得到塔里木河流域的 1 km 气象数据栅格图。

社会经济数据:1995 年、2005 年、2010 年、2015 年 4 期公路、铁路、河流、湖泊、人口、GDP 和全国 30 m 土地利用等数据, 来源于中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn/>)。利用 ArcGIS 软件分析功能获取到 250 m 分辨率栅格数据图。

其他数据:土壤数据来源于中国科学院南京土壤研究所的中国 1:100 万土壤数据库, 数字高程模型 (DEM) 来源于地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn/>)。地下水数据来源于国家科技资源共享服务平台(<http://www.cnern.org.cn/>)。为统一塔里木河流域地区的评价尺度, 研究中所用数据均采用 WGS_1984_Albers 投影, 空间分辨率统一为 250 m。

2.2 方法

2.2.1 生态保护红线确定方法

根据《生态保护红线划定指南》^[22](环办生态[2017]48 号), 考虑到数据的可获取性和研究区适用性, 用定量指标法(表 1)对流域生态功能的重要性和生态环境敏感性进行了评估并对评估结果进行了分级赋值(表 2)。根据归一化后的生态系统服务重要性、生态敏感性评价栅格图将流域分为三大类:极重要(极敏感)、重要(敏感)和一般重要(一般敏感), 最后, 选取生态功能极重要和生态环境极敏感区域纳入生态保护红线区域。

表 1 生态保护红线划定的计算方法
Table 1 Calculation method for red line delineation of ecological protection

一级指标 Grade 1 Indicators	二级指标 Grade 2 Indicators	计算方法 Calculation method	评价因子 The evaluation factors
生态服务功能重要性 The importance of ecological service function	水源涵养	$WR = NPP_{mean} \times F_{sic} \times F_{pre} \times (1 - F_{slo})$	WR:生态系统水源涵养服务能力指数; NPP_{mean} :多年植被净初级生产力平均值; F_{sic} :土壤渗流因子; F_{pre} :多年平均降水量因子; F_{slo} :坡度因子。
	水土保持	$S_{pro} = NPP_{mean} \times (1 - K) \times (1 - F_{slo})$	S_{pro} :水土保持服务能力指数; NPP_{mean} :多年植被净初级生产力平均值; F_{slo} :坡度因子; K :土壤可蚀性因子。
	防风固沙	$S_{tes} = NPP_{mean} \times K \times F_q \times D$	S_{ws} :防风固沙服务能力指数; NPP_{mean} :多年植被净初级生产力平均值; K :土壤可蚀性因子; F_q :多年平均气候侵蚀力; D :地表粗糙度因子。
	生物多样性	$S_{bio} = NPP_{mean} \times F_{pre} \times F_{tem} \times (1 - F_{alt})$	S_{bio} :生物多样性维护服务能力指数; NPP_{mean} :多年植被净初级生产力平均值; F_{pre} :多年平均降水量; F_{tem} :多年平均气温; F_{alt} :海拔因子。
生态环境敏感性 Ecological environmental sensitivity	水土流失	$SS_i = \sqrt[4]{R_i \times K_i \times LS_i \times C_i}$	SS_i : i 空间单元水土流失敏感性指数; R_i :降雨侵蚀力敏感性等级值; K_i :土壤可蚀性敏感性等级值; LS_i :坡长坡度敏感性等级值; C_i :植被覆盖敏感性等级值。
	土地沙化	$D_i = \sqrt[4]{DR_i \times W_i \times ST_i \times C_i}$	D_i : i 评估区域土地沙化敏感性指数; DR_i :干燥度指数敏感性等级值; W_i :起风沙天数敏感性等级值; ST_i :土壤质地敏感性等级值; C_i :植被覆盖敏感性等级值。
	盐渍化	$S_i = \sqrt[4]{I_i \times M_i \times DW_i \times ST_i}$	S_i : i 评估区域盐渍化敏感性指数; I_i :蒸发量/降雨量敏感性等级值; M_i :地下水矿化度敏感性等级值; DW_i :地下水埋深敏感性等级值; ST_i :土壤质地敏感性等级值。

表 2 生态服务功能重要性和生态环境敏感性分级赋值

Table 2 Classification of importance and sensitivity of ecological service function

评价项 Evaluation of item	等级与分值范围 Rank and score range		
	极重要/极敏感 Extremely important/sensitive	重要/敏感 Important/Sensitive	一般重要/一般敏感 Moderately important/ moderately sensitive
累积服务值占服务总值比例/% Accumulated service value to total service value	50—100	20—30	0—20
敏感性指标 Sensitivity index	>4.0	2.1—4.0	1.0—2.0

在综合考虑生态功能极重要区域和生态环境极敏感区域的基础上,剔除耕地和建筑用地,并加入湖泊、永久冰川区域等国家禁止开发区域作为生态保护红线区域。为精确确定生态保护红线边界,利用 ArcGIS 中的聚合工具将邻近的图斑聚合为相对完整连片的大块图斑,并将面积小于 1 km²的独立图斑扣除,降低斑块破碎化程度,形成边界清晰、便于管理、生态完整性较好的生态保护红线区。

2.2.2 未来土地利用情景模拟

为定量地分析生态保护红线政策在塔里木河流域经济社会发展中的生态效益,选取 FLUS 模型模拟未来不同情景下的土地利用变化。

通过建立 logistic 回归模型来确定各种 LUCC 类型(响应变量)与 LUCC 变化驱动因素(解释变量)之间的关系,筛选出对 LUCC 变化影响显著的因素作为模型模拟的驱动因子:坡度、坡向、高程、气温、降水、GDP、人口、到河流距离、到铁路距离、到公路距离、到城市距离、到湖泊距离。将塔里木河流域 2005 年和 2010 年土地利用数据作为模拟数据(依据前人研究^[34]将土地利用类型的邻域因子参数设定为 0.5、0.1、0.2、0.1、1、0.3),2015 年土地利用数据作为验证数据,得到 FLUS 模型在塔里木河流域土地利用变化模拟中的 Kappa 系数为 0.9637,精度较高,可以满足未来 LUCC 模拟要求。

2.2.3 生态系统服务价值

参考谢高地等^[35]制定的单位面积生态系统服务价值当量表,并根据塔里木河流域具体情况对其进行修正以后进行计算。计算公式为:

$$ESV = \sum A_i \times VC_i$$

式中,ESV 为生态系统服务价值总量; A_i 为研究区第 i 类土地利用景观的面积; VC_i 为第 i 类土地利用景观的单位价值系数,即修正后的单位面积生态系统服务价值。为了保证生态系统服务价值当量表在塔里木河流域的适用性,选取 NPP、降水和土壤保持调节的时空动态因子,结合生态系统服务价值基础当量表,构建适用于研究区的生态系统服务时空动态变化价值当量表。

2.2.4 景观生态风险指数

景观格局和景观配置状况往往能反映出该地生态系统的质量优劣,及调节生态风险损失的能力。景观格局指数是反映地区生态系统结构组成及空间配置的定量指标。本文选取景观指数建立生态风险指数模型^[36],公式如下:

$$ERI_k = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} \times LLI_i$$

$$LLI_i = LSI_i \times F_i$$

$$LSI_i = aLFI_i + bLNI_i + cLDI_i$$

式中, ERI_k 为第 k 个单元的生态景观风险指数, A_{ki} 为 k 单元内 i 类景观的面积, A_k 为 k 单元内景观总面积, LLI_i 为 i 类景观损失度指数, LSI_i 为景观结构指数, F_i 为脆弱度指数, LFI_i 为破碎度指数, LNI_i 为分离度指数, LDI_i 为优势度指数。 a 、 b 、 c 为计算景观结构指数 LSI_i 的指标权重,参考前人研究^[36-37],分别赋值 0.5、0.3 和 0.2;6 种用地类型脆弱度指数 F_i 分别赋值 0.2381、0.1429、0.1905、0.0952、0.0476、0.2857。

2.2.5 双变量空间自相关

空间自相关分析能够检验具有空间位置的要素属性值与相邻空间点上的属性值是否具有关联性,包括全局空间自相关和局部空间自相关^[37-38]。本文用全局 Moran's *I* 指数来分析区域总体的空间关联和空间差异程度;用双变量局部空间自相关 LISA 来检测局部地区是否存在显著的生态系统服务价值和生态风险耦合的高高、高低、低低和低高集聚区。为直观显示二者关系分布情况,采用 2 km×2 km 格网对研究区进行空间采样分析。

3 结果与分析

3.1 生态保护红线区域划定

塔里木河流域生态保护红线划定结果如图 2 所示,面积为 133721 km²,占流域总面积的 13.01%,主要分布在塔里木盆地东北部地区、河流边缘绿洲、巴音布鲁克草原,以及永久冰川和湖泊等地区。根据主导功能,塔里木河流域的生态保护红线区域主要包括水土涵养、水土保持、防风固沙和维护生物多样性四大生态功能极重要区以及土地沙化极敏感区。其中,土地沙化极敏感区和维护生物多样性极重要区所占比例最高,分别占生态保护红线总面积的 60.21%和 30.59%。

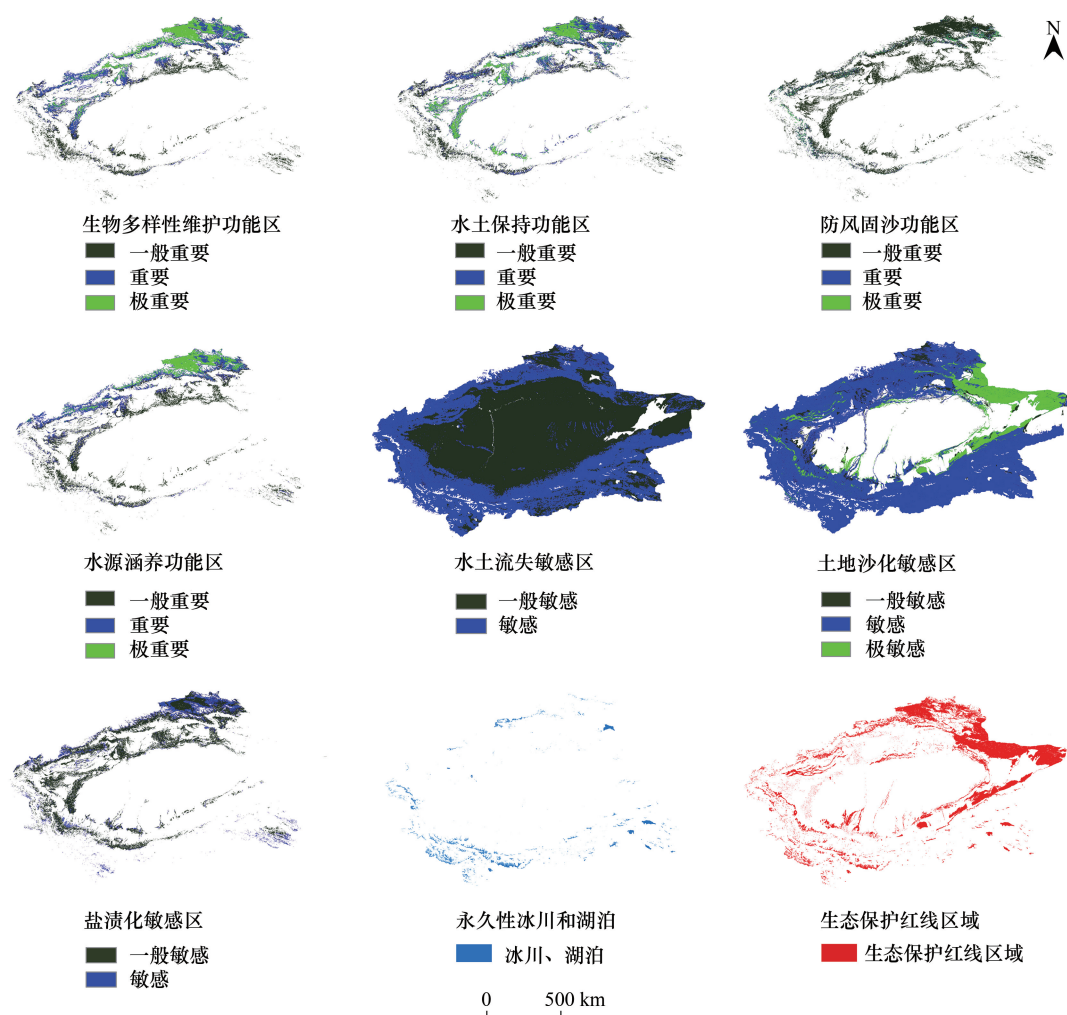


图 2 生态服务功能区、环境敏感区和生态保护红线区划定结果

Fig.2 Results of delineation of ecological service functional area, environmentally sensitive area and ecological protection red line area

净植被初级生产力(NPP)是估算地区生态系统支持服务和可持续发展能力的重要指标。经计算,生态保护红线保护区范围内的植被 NPP 多年平均总量为 $2.233 \times 10^7 \text{ g C}$,占研究区总量的 40.81%,平均值为 $10.44 \text{ g C m}^2 \text{ a}^{-1}$,比红线之外的研究区植被 NPP 平均值 $2.26 \text{ g C m}^2 \text{ a}^{-1}$ 高 3.61 倍。作为塔里木河流域最重要、最需要严格管控的生态空间,生态保护红线区域提供了流域内 46.62%的生物多样性维护功能、36.10%的水土保持功能、56.00%的防风固沙功能和 57.22%的水源涵养功能,划定结果符合“以较小面积获取较大服务”原则。

与国内其他区域^[3,9-10]划定生态保护红线范围相比,本研究划定面积占比最小,却得到生态系统服务价值和功能更加突出,代表性更强的结果;与塔里木河流域其他方法^[29]划定的生态保护红线范围相比,本研究划定范围更加全面,综合考虑了流域生态系统极重要区域和生态环境极敏感区域,注重生态系统整体,涵盖流域上、中、下游,而非仅仅保护流域下游平原区天然植被,对地区生态可持续发展研究具有重要的科学意义。

3.2 生态保护红线区域生态服务价值估算

为进一步分析和比较生态保护红线政策对塔里木河流域生态环境质量效益,首先计算当前生态保护红线区域的 ESV,及其在流域当中所占的比重(表 3)。由表 3 可知,生态保护红线区域以 13.01%的面积提供了全流域 44.55%的生态系统服务价值,除水文调节功能之外的其他生态服务功能贡献值均超过了 50%,生态保护红线的划定对于维持塔里木河流域自然资源与环境质量、促进地区生态可持续发展具有重要意义。

表 3 2015 年生态保护红线区域各生态功能区生态系统服务功能价值/亿元

Table 3 Ecosystem service value of each ecological function zone in the red line of ecological Protection in 2015

景观类型 Landscape types	供给服务 Supply service	调节服务 Regulating services				支持服务 Support services			文化服务 Cultural services	合计 Summation
	水资源 供给	气体 调节	气候 调节	净化 环境	水文 调节	土壤 保持	维持养 分循环	生物 多样性	美学景观	
生物多样性 Biodiversity	3.18	7.86	16.97	5.66	37.19	7.35	0.62	7.13	3.14	89.10
水土保持 Soil and water conservation	2.28	4.84	10.48	3.50	25.20	4.54	0.38	4.40	1.94	57.56
防风固沙 Windbreak and sand-fixation	0.48	1.37	2.95	0.98	5.93	1.28	0.11	1.24	0.55	14.88
水源涵养 Water conservation	2.73	7.31	15.72	5.25	32.88	6.81	0.57	6.61	2.92	80.79
土地沙化 Land desertification	4.07	8.53	17.68	7.62	45.92	8.05	0.70	7.99	3.50	104.06
冰川湖泊 Glacial lakes	37.77	0.26	0.43	0.66	255.98	0.26	0.01	0.32	0.25	295.94
生态红线区 Ecological red line	50.40	20.90	44.24	17.14	384.11	19.66	1.67	19.33	8.62	566.07
占流域比重 Proportion of river basin	51.2%	60.4%	65.0%	63.5%	39.9%	60.4%	54.4%	64.7%	65.4%	44.6%

从研究区各生态功能分区来看,各功能区类型 ESV 的比例大小依次为冰川湖泊>土地沙化>生物多样性>水源涵养>水土保持>防风固沙。由于冰川湖泊的单位面积价值当量远远高于其他土地利用类型,因此占据最大比重;防风固沙极重要区的生态系统服务价值较低,是由塔里木河流域的地域环境特殊性决定的,流域内防风固沙能力较强的林地数量少,且均为干旱区植被,各项生态系统服务功能较低,不论是在 NPP 贡献还是应对风沙的能力都显著弱于国内平均水平,因此比重最小。

从生态系统服务价值结构功能来看,单项 ESV 比例大小依次为调节服务>供给服务>支持服务>文化服务。冰川湖泊在生态系统服务价值中的贡献主要集中在水资源供给和水文调节,占生态保护红线区域总价值的 52.28%,由此可见在干旱区尤其是塔里木河流域,保护水体资源极为重要,对整个区域的可持续发展和生态环境质量提高都有重要意义。

3.3 不同情景下未来土地利用变化模拟与生态效益评估

3.3.1 历史变化与情景设定

在当前用地情景(S1)基础上对未来不同土地利用情景(S2、S3)做出目标设定(表4),采用 FLUS 模型模拟并得到结果(图3)。由不同年份土地利用面积(表5)可知,从1995—2015年塔里木河流域的土地利用变化趋势:耕地和建筑用地不断增加,林地先增加后减少,草地逐渐退化,水体起伏不定,未利用地不断减少。其中,1995—2005年间流域林地保护和恢复效果明显,水体面积也增加了4.48%,生态环境质量有显著的改善。总体而言,近20年人类活动使得耕地和建筑用地面积分别增加了66.24%和59.80%,由此带来草地持续退化,林地也在2005年之后不断减少,虽然未利用地的开发对流域生态恢复起到一定的作用,但退耕还林还草,严守生态保护红线的政策亟需落实。

表4 不同土地利用情景设定
Table 4 Different land use scenarios

情景 Scenarios	年份 Year	模拟依据 Basis of Simulation	限制性区域 Restricted area	限制性政策 Restrictive policy
S1	2015			
S2	2030	Marcov 预测模型	湖泊、永久冰川	
S3	2030	《全国国土规划纲要(2016—2030年)》 ^[39]	包含湖泊和永久冰川在内的生态保护红线	禁止林地和草地向耕地转化

S1:情景1 Scenario 1; S2:情景2 Scenario 2; S3:情景3 Scenario 3

表5 不同年份土地利用面积/km²
Table 5 Land use area in different years

年份 Year	耕地 Farmland	林地 Woodland	草地 Grassland	水体 Water body	建筑用地 Building land	未利用地 Unused land	合计 Summation
1995	24537	10906	285429	38053	1592	667504	1028022
2005	30687	13664	276480	39758	1640	665794	1028022
2010	36044	13151	273140	25604	2279	677805	1028022
S1:2015	40790	12936	269271	25847	2544	676636	1028022
S2:2030	54453	12335	258153	26534	3423	673125	1028022
S3:2030	39917	14333	299187	30246	2926	641415	1028022

3.3.2 土地利用模拟结果对比分析

由表6可见,与S1相比,S2受社会经济的发展影响,耕地面积增加33.50%,建筑用地增加34.55%,而草地面积的减少虽然对地区生态环境质量产生不利影响,但水体面积的增加使得塔里木河流域整体的生态系统服务价值并未产生较大变化。

表6 不同土地发展情景下生态系统服务价值/亿元

Table 6 Ecosystem service value under different land development scenarios

景观类型 Landscape types	供给服务 Supply service	调节服务 Regulating services				支持服务 Support services			文化服务 Cultural services	合计 Summation
	水资源供给	气体调节	气候调节	净化环境	水文调节	土壤保持	维持养分循环	生物多样性	美学景观	
S1	98.35	34.62	68.06	26.99	963.81	32.59	3.07	29.86	13.20	1270.56
S2	98.51	34.37	65.93	26.25	955.67	32.99	3.15	28.94	12.80	1258.60
S3	112.95	37.76	75.03	29.18	1081.64	35.38	3.31	32.75	14.49	1422.49

与S2不同,S3在综合考虑生态保护红线政策和退耕还林还草的目标下,寻求可持续发展的新方向。重点实施了退耕还林还草,保护河流湿地和未利用地的治理,生态保护红线区域的划定也使得流域内部稳定性

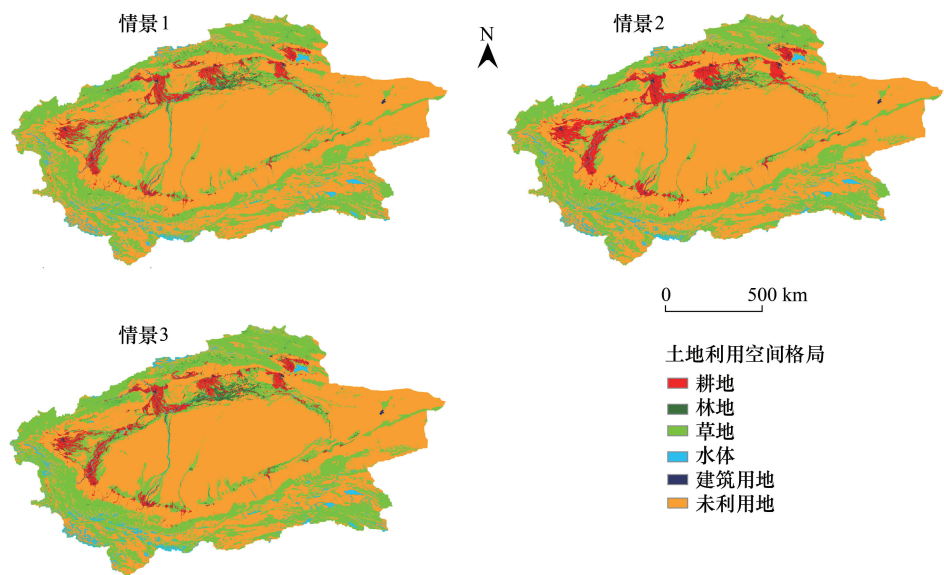


图 3 不同土地发展情景下的土地利用空间格局

Fig.3 Spatial pattern of land use in different scenarios

S1:情景 1 Scenario 1; S2:情景 2 Scenario 2; S3:情景 3 Scenario 3

大大提高。林地、草地和水体面积分别增加了 10.80%、11.11%和 17.02%,流域内总体生态系统服务价值提升了 11.96%,土地空间格局得到进一步优化,生态系统调节能力显著增强,环境质量得到改善。

3.3.3 生态景观格局指数分析

由表 7 可知,景观破碎度大小依次为建筑用地>林地>水体>耕地>草地>未利用地,建筑用地和林地面积较小且分布较为分散,破碎度指数较高;与之相反,耕地、草地和未利用地面积较大且集中,呈面状分布,破碎度指数较低;而水体虽然面积较大,但除了湖泊河流,占比最多的冰川分布在高海拔山区,地块数量多,单个地块面积小,因此水体的景观破碎度也相对较小。从不同情景来看,林地和草地的景观破碎度从大到小依次为 S2>S1>S3,水体的景观破碎度从大到小依次为 S1>S2>S3,表明在 S3 情境下,对塔里木河流域的环境质量和系统服务能力提高较显著的生态系统最为稳定,生态风险最低。景观分离度指数与景观破碎度指数有相同的特征,而由于三种情景下的土地利用分布格局并未有巨大的改变,景观优势度指数差距较小。对地区生态系统服务功能贡献较大的林地、草地和水体均在 S3 的状态下的景观结构指数最小,说明其林地、草地和水体生态系统受到干扰的损失程度最低,即在 S3 情境下塔里木河流域生态系统更加稳定,生态风险抗干扰能力最强。

表 7 不同土地发展情景下各土地利用类型景观格局指数

Table 7 Landscape pattern index of different land use types under different land development scenarios

土地利用类型 Land use type	景观破碎度指数 Landscape fragmentation index			景观分离度指数 Landscape isolation index			景观优势度指数 Landscape dominance index			景观结构指数 Landscape structure index		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
耕地 Farmland	0.089	0.047	0.109	3.754	2.045	4.249	0.045	0.049	0.043	1.180	0.647	1.338
林地 Woodland	0.852	0.890	0.716	36.687	39.321	30.339	0.056	0.050	0.043	11.443	12.251	9.468
草地 Grassland	0.056	0.073	0.038	0.452	0.539	0.335	0.260	0.259	0.255	0.216	0.250	0.171
水体 Water body	0.615	0.575	0.417	15.591	14.695	10.980	0.086	0.076	0.063	5.002	4.712	3.515
建筑用地 Building land	2.507	1.615	2.039	319.896	190.797	250.880	0.029	0.023	0.021	97.225	58.051	76.288
未利用地 Unused land	0.011	0.021	0.052	0.079	0.109	0.183	0.524	0.543	0.575	0.134	0.152	0.196

景观损失度在一定程度上可以反映某个生态系统类型的遭受风险时的损失程度,损失度越大,其抵抗风险的能力越弱。从图 4 中可以看出,S3 情景下,整体的景观损失度较小,尤其是林地、草地、水体的景观损失度均显著低于 S1 和 S2。生态系统内部较稳定,拥有较高的抵抗风险能力,生态系统结构配置最优。

3.3.4 生态服务价值与生态风险耦合分析

采用双变量自相关模型,分析塔里木河流域生态系统服务价值和生态风险指数的空间关联特征。结果表明,S1、S2、S3 的全局 Moran' s I 指数 ($P=0.05$) 分别为 0.202、0.222、0.186,说明生态系统服务与生态风险之间存在一定的正向空间关联性。为了更加直观地反映生态系统服务价值和生态风险指数之间的相关关系,得到局部空间自相关 LISA 分析结果如图 5 所示,二者局部关联性显著区域主要分布在塔里木盆地边缘绿洲,以及草地和耕地分布较为集中地区,分为高价值-高风险(HH)、高价值-低风险(HL)、低价值-高风险(LH)、低价值-低风险(LL)和不显著(NS)五种模式。

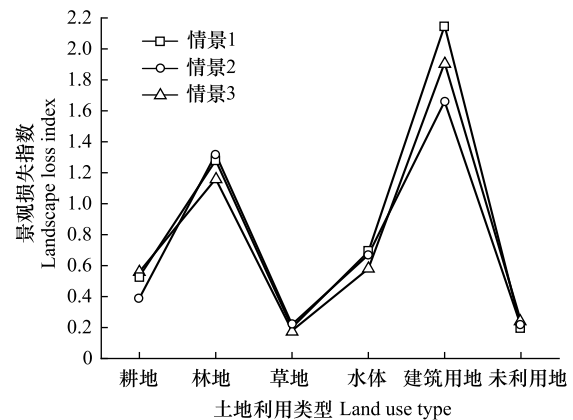


图 4 不同土地发展情景下各土地利用类型景观损失指数
Fig.4 Landscape loss index of different land use types under different land development scenarios

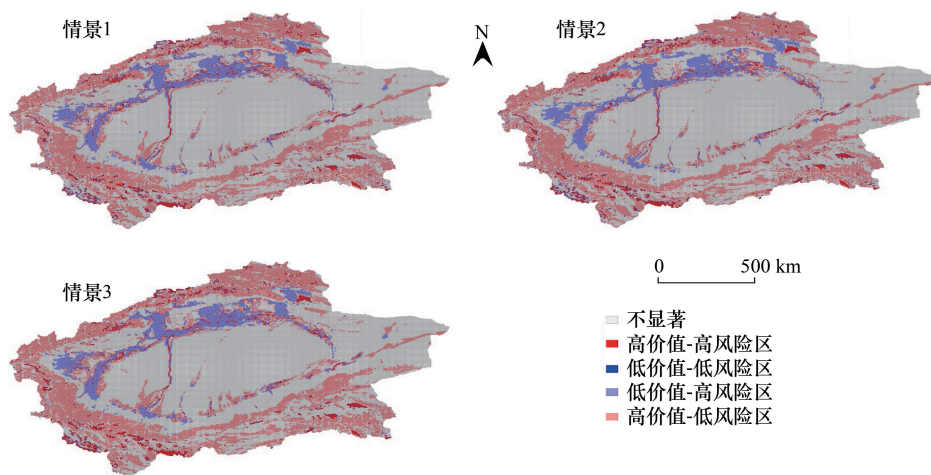


图 5 不同土地发展情景下单位面积生态系统服务价值与生态风险指数空间耦合分布图

Fig.5 Spatial coupling distribution diagram of ecosystem service value per unit area and ecological risk index under different land development scenarios

高价值-高风险区(HH):指单位面积生态系统服务价值高,并且生态风险等级高的区域。主要分布在塔里木盆地的北部边缘受人类活动影响较为强烈的绿洲地区,以及永久冰川和湖泊。绿洲地区的林地(天然的和人工的)分布较为分散,虽然生态系统服务价值较高,但同样面临着土壤盐碱化以及过垦过牧带来的一系列环境问题,易向未利用地转变;高生态系统服务价值的永久冰川和水体分布范围广,但地块小,数量多,抵抗生态风险的能力较低。

高价值-低风险区(HL):指单位面积生态系统服务价值高,但是生态风险等级低的区域。主要分布在塔里木盆地绿洲外部边缘和高海拔的草地,这些区域生态系统类型单一,斑块面积大,有较高的整体稳定性,受人为活动影响相对较小,不易遭到生态胁迫因素的侵扰。

低价值-高风险区(LH):指单位面积生态系统服务价值低,但是生态风险等级高的区域。塔里木河流域

盆地北部边缘的 LH 区域主要是耕地,分布在 HH 区域周围,是 HH 区域高风险的延伸,但生态系统服务价值较低,正是因为 LH 区域的保护使得中心地区有较高的生态系统服务能力;塔里木盆地南部边缘的 LH 区域由于生态系统服务价值较低,抵抗风险能力较差,容易受到风沙、盐渍化、土地沙化的影响,向未利用地转化,潜在生态风险较高。

低价值-低风险区(LL):指单位面积生态系统服务价值低,并且生态风险等级低的区域。图中并未出现显著的 LL 地区。

不显著区(NS):指单位面积生态系统服务价值与生态风险指数集聚关系不显著的区域。占研究区总面积的 69.20%—70.87%,主要是成片分布的未利用地和草地,生态系统服务价值和生态风险指数分布都较为平均,不存在明显的高值和低值中心。

由图 6 可知,与 S1 相比,S2 情境下生态系统服务价值高值面积略微减少,高生态风险区域增加了 5.23%,但生态系统服务价值基本稳定,受生态胁迫因素影响的生态风险提升;S3 情境下生态系统服务价值高值面积增加了 5.95%,HL 区域面积增加了 6.37%,整体生态系统服务价值大幅度增加,受生态胁迫因素影响的生态风险显著降低。对塔里木河流域生态系统功能最为重要的 HH 和大部分 HL 地区都在生态保护红线区域划定范围,说明退耕还林还草、保护重点生态功能区域的生态保护红线政策能够为塔里木河流域的生态系统稳定和“既要金山银山,又要绿水青山”的可持续发展提供方向和理论支持。

4 结论与讨论

4.1 结论

(1)划定生态保护红线区域总面积 133721 km²,占流域总面积的 13.01%,其中土地沙化极敏感区和维护生物多样性极重要区的面积所占比例最高,分别为 60.21%和 30.59%。生态保护红线区域的 NPP 占研究区总量的 40.81%,植被 NPP 平均值比红线之外的研究

区平均值高 3.61 倍,并提供了流域内 46.62%的生物多样性维护功能、36.10%的水土保持功能、56.00%的防风固沙功能和 57.22%的水源涵养功能,划定结果符合“以较小面积获取较大服务”原则。

(2)生态保护红线区域提供了全流域 44.55%的生态系统服务价值,除水文调节功能之外的其他生态服务功能贡献值均超过了 50%,对于维持塔里木河流域自然资源与环境质量具有重要意义。从生态系统服务价值结构功能来看,调节服务和供给服务是生态保护红线区域的最主要功能;从生态功能分区来看,冰川湖泊提供了生态保护红线保护区 52.28%的生态系统服务价值,对研究区生态系统服务功能起到至关重要的作用。

(3)通过对不同发展目标下的生态景观格局情景的比较,发现实施了退耕还林还草、保护重点生态功能区域的生态保护红线政策情景后,2030 年林地、草地和水体面积分别增加了 10.88%、11.11%和 17.02%,生态系统服务价值比 2015 年增加了 11.96%,且生态系统服务价值高值面积增加了 5.95%,HL 区域面积增加了 6.37%,地区生态系统内部稳定,拥有较高的抵抗风险能力,生态系统结构配置最优。生态系统服务与生态风险之间存在一定的正向空间关联性。对塔里木河流域生态系统功能最为重要的高价值-高风险区和大部分高价值-低风险区都在生态保护红线区域划定范围,也在一定程度上证明了生态保护红线区域划定的科学性和

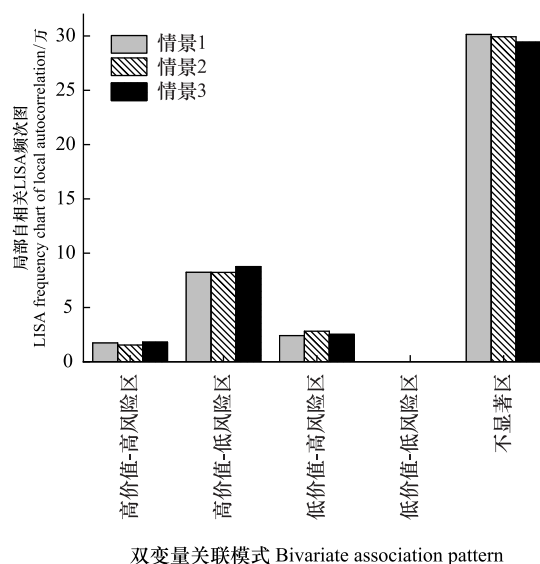


图 6 不同土地发展情景下基于生态系统服务价值与生态风险指数局部自相关 LISA 频次图

Fig.6 LISA frequency chart of local autocorrelation based on ecosystem service value and ecological risk index under different land development scenarios

重要性。

4.2 讨论

生态保护红线政策对塔里木河流域生态环境质量提升和降低风险,实现可持续发展具有重要的指导意义。但是,鉴于技术等原因,模拟评价过程仍存在需要进一步完善提高的地方:一是,在图斑聚合为相对完整连片的大块图斑时剔除了一些生态系统服务功能较高的细碎独立斑块,虽然降低了斑块破碎化程度,但对生态保护红线的划定结果可能会产生一定影响;二是,模拟的未来土地发展时间较近(2030年),在短期内部分用地类型发生显著变化的概率较低,特别是研究区内面积占比最大的未利用地,治理和开发难度高,流域整体空间格局难以在短时间内发生显著变化,导致ESV增长缓慢,这对生态保护红线政策实施的生态效益评价也会产生一定影响;三是,对于划定结果合理性的研究还应该经过实地勘察,并听取有关部门和相关领域专家的意见以及当地群众的需求^[10]。对生态保护红线政策实施的效益评价不应只局限于环境质量和生态系统稳定性而忽视了社会经济发展,如何实现经济-生态的共赢应该是未来研究的重中之重。

参考文献(References):

- [1] 中共中央国务院. 中共中央 国务院印发《生态文明体制改革总体方案》. 中华人民共和国国务院公报, 2015, (28):4-12.
- [2] United Nations Environment Programme (UNEP). Green is Gold: The Strategy and Actions of China's Ecological Civilization. Nairobi, Kenya: UNEP, 2016:1-48.
- [3] Bai Y, Wong C P, Jiang B, Hughes A C, Wang M, Wang Q. Developing China's ecological redline policy using ecosystem services assessments for land use planning. *Nature Communications*, 2018, 9(1):3034.
- [4] Bai Y, Jiang B, Wang M, Li H, Alatalo J M, Huang S F. New ecological redline policy (ERP) to secure ecosystem services in China. *Land Use Policy*, 2016, 55:348-351.
- [5] 燕守广, 林乃峰, 沈渭寿. 江苏省生态红线区域划分与保护. *生态与农村环境学报*, 2014, 30(3):294-299.
- [6] 邹长新, 徐梦佳, 林乃峰, 徐德琳. 生态保护红线的内涵辨析与统筹推进建议. *环境保护*, 2015, 43(24):54-57.
- [7] 高吉喜, 王燕, 徐梦佳, 邹长新. 生态保护红线与主体功能区规划实施关系探讨. *环境保护*, 2016, 44(21):9-11.
- [8] 高吉喜, 鞠昌华, 邹长新. 构建严格的生态保护红线管控制度体系. *中国环境管理*, 2017, 9(1):14-17.
- [9] 徐梦佳, 王燕, 邹长新. 生态保护红线区生态资产价值评估. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(6):528-534.
- [10] 刘军会, 马苏, 高吉喜, 邹长新, 王晶晶, 刘志强, 王丽霞. 区域尺度生态保护红线划定——以京津冀地区为例. *中国环境科学*, 2018, 38(7):2652-2657.
- [11] Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, Van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 1998, 25(1):3-15.
- [12] De Groot R, Brander L, Van Der Ploeg S, Costanza R, Bernard F, Braat L, Christie M, Crossman N, Ghermandi A, Hein L, Hussain S, Kumar P, McVittie A, Portela R, Rodriguez L C, Ten Brink P, Van Beukering P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 2012, 1(1):50-61.
- [13] Troy A, Wilson M A. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, 2006, 60(2):435-449.
- [14] Costanza R, De Groot R, Sutton P, Van Der Ploeg S, Anderson S J, Kubiszewski I, Farber S, Turner R K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 2014, 26:152-158.
- [15] 彭建, 胡晓旭, 赵明月, 刘焱序, 田璐. 生态系统服务权衡研究进展:从认知到决策. *地理学报*, 2017, 72(6):960-973.
- [16] Liu S, Costanza R. Ecosystem services valuation in China. *Ecological Economics*, 2010, 69(7):1387-1388.
- [17] Dowling J E, Wald G. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. *Nutrition Reviews*, 1981, 39(3):135-138.
- [18] Börger T, Beaumont N J, Pendleton L, Boyle K J, Cooper P, Fletcher S, Haab T, Hanemann M, Hooper T L, Hussain S S, Portela R, Stithou M, Stockill J, Taylor T, Austen M C. Incorporating ecosystem services in marine planning: the role of valuation. *Marine Policy*, 2014, 46:161-170.
- [19] Marre J B, Thébaud O, Pascoe S, Jennings S, Boncoeur J, Cogan L. Is economic valuation of ecosystem services useful to decision-makers? Lessons learned from Australian coastal and marine management. *Journal of Environmental Management*, 2016, 178:52-62.
- [20] Woodruff S C, Bendor T K. Ecosystem services in urban planning: comparative paradigms and guidelines for high quality plans. *Landscape and Urban Planning*, 2016, 152:90-100.

- [21] 肖甜甜. 基于生态系统服务评价的围填海区域景观生态红线划定方法及应用研究[D]. 厦门:厦门大学, 2017.
- [22] 环境保护部. 生态保护红线划定指南. 北京:环境保护部, 2017.
- [23] 司建华, 龚家栋, 张勃. 干旱地区生态需水量的初步估算——以张掖地区为例. 干旱区资源与环境, 2004, 18(1):49-53.
- [24] 王根绪, 张钰, 刘桂民, 程雨菲, 胡宏昌. 干旱内陆流域河道外生态需水量评价——以黑河流域为例. 生态学报, 2005, 25(10):2467-2476.
- [25] 陈亚宁, 郝兴明, 李卫红, 陈亚鹏, 叶朝霞, 赵锐锋. 干旱区内陆河流域的生态安全与生态需水量研究——兼谈塔里木河生态需水量问题. 地球科学进展, 2008, 23(7):732-738.
- [26] 张瑞君, 段争虎, 谭明亮, 陈小红. 石羊河流域天然植被生态需水量估算及预测. 中国沙漠, 2012, 32(2):545-550.
- [27] 马莉. 疏勒河流域水资源优化配置研究[D]. 兰州:兰州大学, 2011.
- [28] 母敏霞, 王文科, 杜东, 赵顺阳, 杨丽君. 新疆奎屯河流域平原区生态需水研究. 干旱区资源与环境, 2008, 22(3):96-102.
- [29] 陈亚宁. 新疆塔里木河流域生态保护与可持续管理. 北京:科学出版社, 2015:98-118.
- [30] 刘静, 龙爱华, 李江, 於嘉闻, 张继. 近 60 年塔里木河三源流径流演变规律与趋势分析. 水利水电技术, 2019, 50(12):10-17.
- [31] 刘时银, 丁永建, 张勇, 上官冬辉, 李晶, 韩海东, 王建, 谢昌卫. 塔里木河流域冰川变化及其对水资源影响. 地理学报, 2006, 61(5):482-490.
- [32] 付爱红, 陈亚宁, 李卫红. 塔里木河流域生态系统健康评价. 生态学报, 2008, 29(5):2418-2426.
- [33] 罗敏, 古丽·加帕尔, 郭浩, 郭辉, 张鹏飞, 孟凡浩, 刘铁. 2000—2013 年塔里木河流域生长季 NDVI 时空变化特征及其影响因素分析. 自然资源学报, 2017, 32(1):50-63.
- [34] Liu X P, Liang X, Li X, Xu X C, Ou J P, Chen Y M, Li S Y, Wang S J, Pei F S. A future land use simulation model (FLUS) for simulating multiple land use scenarios by coupling human and natural effects. Landscape and Urban Planning, 2017, 168:94-116.
- [35] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. 自然资源学报, 2015, 30(8):1243-1254.
- [36] 许凤娇, 吕晓. 基于土地利用变化的江苏沿海地区生态风险格局. 生态学报, 2017, 38(20):7312-7325.
- [37] 谢小平, 陈芝聪, 王芳, 白毛伟, 徐文阳. 基于景观格局的太湖流域生态风险评估. 应用生态学报, 2017, 28(10):3369-3377.
- [38] 叶长盛, 冯艳芬. 基于土地利用变化的珠江三角洲生态风险评价. 农业工程学报, 2013, 29(19):224-232.
- [39] 中共中央国务院. 全国国土规划纲要(2016-2030 年). 中华人民共和国国务院公报, 2017, (6):35-64.