

DOI: 10.5846/stxb202005111183

潘竞虎, 王云. 基于 CVOR 和电路理论的讨赖河流域生态安全评价及生态格局优化. 生态学报, 2021, 41(7): 2582-2595.

Pan J H, Wang Y. Ecological security evaluation and ecological pattern optimization in Taolai River Basin based on CVOR and circuit theory. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(7): 2582-2595.

基于 CVOR 和电路理论的讨赖河流域生态安全评价及生态格局优化

潘竞虎*, 王 云

西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070

摘要:生态安全格局优化是实现区域生态安全、维持区域可持续发展的重要途径。以生态系统服务与健康共同构建“贡献力-活力-组织力-恢复力”(CVOR)的生态安全评价体系,对 2000 和 2015 年讨赖河流域生态安全进行评估,识别生态源地,提取最小成本路径。基于电路理论连通度模型构建次优生态廊道,识别障碍点,基于生态源地、最小成本廊道、次优廊道、障碍点识别结果,构建并优化生态安全格局。结果表明:2000 和 2015 年讨赖河流域低度安全等级区分别占流域总面积的 63.68%、61.25%,高安全区和较高安全区仅占总面积的 13.93%、15.80%。从空间分布来看,生态安全状况差异显著,呈现南高北低的分布格局。生态源地面积 3165.41 km²,破碎度高,主要分布于流域南部山区及中部绿洲农业区。最小成本路径共 1122 条,共长 3468.15 km,较大阻力廊道有 242 条。将流域生态格局优化分区划分为生态稳定区、生态发展区和重点保护区。提出流域生态安全格局的优化策略,为干旱区内陆河流域开发建设和生态保护提供参考。

关键词:生态安全;格局优化;生态系统服务;生态系统健康;电路理论模型;讨赖河流域

Ecological security evaluation and ecological pattern optimization in Taolai River Basin based on CVOR and circuit theory

PAN Jinghu*, WANG Yun

College of Geography and Environmental Science of Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China

Abstract: The optimization of ecological security pattern is an important approach to achieve regionally ecological security and maintain regionally sustainable development. The Taolai River basin is a typically arid inland river basin with fragile and sensitively ecological background and prominently ecological problems. According to the ecological environment situation of the study area, the evaluation framework of ecosystem services and ecosystem health was developed to assess the ecological security of the basin in 2000 and 2015 based on “contribution, vigor, organization, and resilience” model. On this basis, the ecological sources were identified. With the help of Linkage Mapper tool, the least cost corridors were extracted. Sub-optimal corridors were constructed based on the Circuitscape software. In addition, barriers were identified by using Barrier Mapper tool. In order to provide references for the development and construction of arid areas and ecological protection, the optimization strategies of ecological security pattern in the basin were put forward. The results showed that: (1) on the whole, the ecological security of the basin was not optimistic. In terms of area, in 2000 and 2015, the low security area accounted for 63.68% and 61.25% of the total area, respectively, while the high level security areas and higher level security areas accounted for only 13.93% and 15.80%. From the perspective of spatial distribution, there were significant differences in the ecological security. The south and the central regions were higher than the north region. (2)

基金项目:国家自然科学基金项目(42071216, 41661025);西北师范大学青年教师科研能力提升计划(NWNU-LKQN-16-7)

收稿日期:2020-05-11; **网络出版日期:**2021-01-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: panjh_nwnu@nwnu.edu.cn

We constructed and optimized the ecological security pattern based on the identification results of the ecological source, the least cost corridor, the sub-optimal corridor, and the barrier. The ecological sources were mainly distributed in the mountain of Sunan Yugur Autonomous County in the south of the basin and the agricultural areas of Jinta County, Jiayuguan City and Suzhou District in the middle areas of the basin. A total of 1122 least cost paths with a total length of 3468.15 km were generated among the ecological sources. There were 242 corridors distributed among the relatively far away source areas with higher resistance, which separated by higher resistance, such as bare rock and bare land. (3) The optimized division of the ecological pattern of the basin was divided into ecologically stable areas, ecological development areas and key protected areas. The optimization strategy of the ecological security pattern of the basin is proposed to provide a reference for the ecological protection, development and construction of the arid inland river basin.

Key Words: ecological security; pattern optimization; ecosystem services; ecosystem health; circuit theory; Taolai River basin

生态安全被认为是国家稳定、社会安定、经济繁荣、民生改善最为基础和最为牢固的构成要素。美丽中国、新型城镇化战略、生态文明建设的宏观背景下,人们对美好生活环境的需求日益增加,生态安全格局的构建也成为区域不可或缺的、底线式的生态系统宏观管理行为^[1]。生态安全格局优化能够防止生态环境保护工作出现盲目、低效保护,有效缓解社会经济发展及生态环境保护的冲突^[1],是实现生态安全、促进可持续发展的重要途径^[2]。生态安全是以生态系统服务与健康为前提的^[3],区域生态安全格局优化以维持生态系统结构和过程的完整性、稳定性为基础,针对区域内生态环境问题,提出可落实于空间地域的综合解决措施及策略。生态安全格局构建就是识别区域内已有的对保护、维持特定区域某种生态过程起到重要作用的关键生态要素(如斑块、廊道、节点等),并优化、整合,从而对特定生态过程进行调控,确保生态系统持续提供服务 and 健康发展^[1]。党的十九大明确提出将生态文明建设提升为“千年大计”,并指出应“实施重要生态系统保护和修复重大工程,优化生态安全屏障体系,构建生态廊道和生物多样性保护网络,提升生态系统质量和稳定性”。在此背景下,开展以生态系统服务与健康框架评估生态安全并选取生态源地,识别重要生态廊道,针对生态地位重要而生态环境问题日益突出的干旱内陆河流域,进行生态安全格局优化研究,意义重大。

生态安全格局及优化的概念源于西方。1967年,Mac Arthur 和 Wilson 提出岛屿生物地理学理论,以此为基础提出了“生态网络模式”^[4]。目前,学者们基于土地利用、景观格局、生态基础设施建设等不同视角,从最初简单定性、定量的格局、规划分析,逐步向静态格局优化、动态格局模拟以及生态状态趋势分析等更复杂、更空间化的研究发展^[5]。研究方法主要有综合评价指标法、最小累积阻力模型分析、情景模拟、景观生态指数等。综合来看,生态安全格局研究的指标构建与方法还在进一步探索中,多数研究以“源地-阻力面-廊道”的框架范式构建区域生态安全格局。但已有研究在认定生态源地时多依据生态系统服务评价,考虑生态系统健康的研究较少。生态廊道的识别多采用最小累积阻力模型(MCR, Minimum cumulative resistance model),MCR 选择出的廊道是最优路径,却忽视了生物的随机游走性,而且不能反映廊道的真实宽度。此外,多数研究将生态源地、生态廊道的识别作为生态安全格局构建的重要部分,却忽略了战略点的识别。

生态安全研究的最终目的就是要保障生态系统在持续健康的状态下提供服务^[6],关注生态安全问题,不仅要关注生态系统服务的重要性,还要关注生态系统的健康状况^[7]以及生态系统提供给人类的惠益。Costanza 等在 1992 年提出了“活力—组织力—恢复力”的生态系统健康评价体系^[8];陈克龙等提出应将生态系统服务和人群健康状况纳入评价体系^[9];Peng 等将生态系统服务引入城市生态系统健康评价指标体系^[10-11];Kang 等将生态系统服务与生态系统健康相结合,评价了京津冀城市群的生态风险^[3];袁毛宁等基于生态系统“结构—功能—过程—服务”研究范式,将传统的三维评估框架拓展为“活力—组织力—恢复力—贡献力(vigor, organization, resilience and contribution)”四维评估框架^[12]。本文借鉴以上学者的研究思想,依据“贡献力-活力-组织力-恢复力”框架,将生态系统健康与生态系统服务共同纳入评价体系中,对讨赖河流域生

态安全状况进行评价。根据评价结果识别生态源地,采用 Linkage Mapper 识别和绘制最优路径,利用电路理论连通度模型识别潜在路径及廊道宽度,采用 Barrier Mapper 识别影响景观连通性的障碍点,为讨赖河流域生态安全格局优化提供科学依据。

1 研究区与数据

1.1 研究区概况

讨赖河位于甘肃省河西走廊中部地段,是黑河流域最大的支流。发源于青海省祁连山地讨赖南山东段讨赖掌,主河道全长约 370 km,流域面积 2.8 万 km²。流域北低南高,由祁连山区、酒泉盆地和金塔盆地三个地貌类型组成。冰沟出口以上区域为上游,海拔 3000—5000 m,年降水量约 300 mm,为讨赖河主要的产流区;冰沟至金塔县鸳鸯池水库为中游,年蒸发量约为 2150 mm,年降水量仅 85 mm,是典型的干旱灌溉农业区,也是流域主要工农业经济区;鸳鸯池水库以下为下游,基本处于常年断流状态^[13]。行政区划上包括金塔县、嘉峪关市、酒泉市肃州区、肃南县的大部分地区及高台县、肃北县、祁连县的小部分区域(图 1)。2015 年流域总人口 83.1 万,城镇化率为 57.06%,GDP 为 420.66 亿元,粮食总产量为 25.17 万 t,大(小)牲畜共计 201.15 万头(只)。流域内农业绿洲区人口稠密,灌溉农业发达。葡萄酿造业、冶金业、装备制造业、新能源有了长足的发展,是甘肃省区域发展战略中的核心区域之一。讨赖河作为流经县区最重要的生活、生产、生态用水来源,其流域生态安全对社会经济及可持续发展至关重要^[14]。讨赖河流域属于典型的干旱内陆河流域,生态环境脆弱,长期不合理的开发利用加剧了流域生态环境的恶化。出现了上游超载过牧及草场水源涵养能力退化,中游用水矛盾突出,下游土地沙漠化加剧等生态环境问题。

1.2 数据来源与预处理

气温、降水和太阳辐射数据源自国家气象科学数据共享服务平台(<http://data.cma.cn/>),并利用 Anuspline 软件对数据进行空间插值,得到空间分辨率 500 m 的气象数据。数字高程模型(DEM)取自土地覆盖数据库(<http://glcf.umd.edu/date/srtm>),空间分辨率为 90 m。归一化植被指数(NDVI)数据获取自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),为 MODIS MYD13Q1 植被指数 16 天合成产品,空间分辨率为 250 m。土壤栅格数据(1:100 万)来源于联合国粮农组织(<http://www.fao.org/>)和维也纳国际应用系统研究所(IIASA)所构建的世界和谐土壤数据库(HWSD)。讨赖河流域范围数据来自黑河计划数据管理中心(<http://www.heihedata.org/>)。

2000 年讨赖河流域土地利用数据为 Landsat 影像解译结果,2015 年土地利用数据为 Landsat 影像及当年 7—8 月环境卫星的 CCD 影像(空间分辨率为 30 m)并参考谷歌地球等高分辨率影像共同解译结果。结合讨赖河流域自然环境的实际情况,根据土地的用途、利用方式和覆盖特征等因素作为土地利用的分类依据,将土地利用分为草地、耕地、林地、水域、未利用地、建设用地 6 个一级地类和 24 个二级地类。按照先易后难、先整体后局部、先宏观后微观、先大类后小类的解译顺序,采用多要素、分主次和逐步判别的人工目视解译,实地验证和高分辨率卫星影像辅助验证,综合判读精度 85%以上,Kappa 系数 0.72,可以满足研究的需求。考虑到数据的精度差异,本文将所有数据统一处理为 500 m×500 m 的栅格。

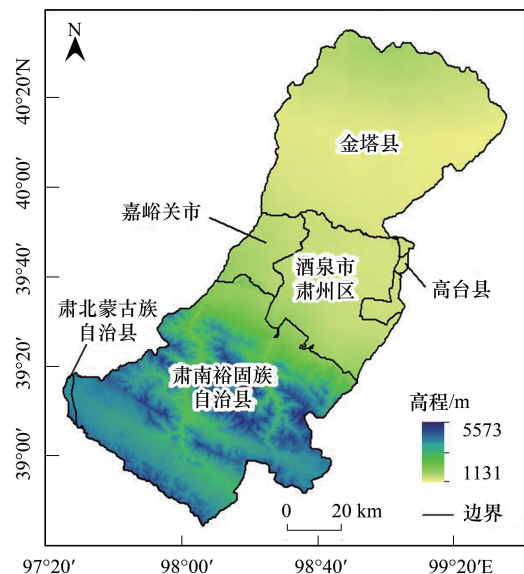


图 1 研究区位置

Fig.1 Location of the study area

2 研究方法

2.1 生态安全状况评估

生态安全研究的根本目标是保障生态系统健康以使其能持续发挥生态系统对人类福祉的增益功效^[15]。生态系统服务反映了与生态系统结构和过程相关的生态功能的产物,而生态系统健康反映了涉及生态系统结构、过程和功能的时空实体的维持状态。简言之,生态系统服务可以表示功能,生态系统健康则代表保护实体^[3]。健康的生态系统强调生态系统的完整性、可持续性^[16],是生态系统服务的前提^[6],被认为是环境管理的目标之一。本文借鉴 Kang^[3]、Peng^[10-11]、袁毛宁^[12]等学者对城市(群)生态系统健康和生态风险的评价框架及指标设置,以生态系统服务与健康共同构建“贡献力-活力-组织力-恢复力”4个准则层的生态安全评价体系(表1),评价讨赖河流域2000和2015年生态安全状况。

表1 基于“贡献力-活力-组织力-恢复力”的生态安全评估指标体系

目标层 Target level	准则层 Criterion layer	指标层 Index layer
生态系统服务 Ecosystem services	贡献力	气候调节、维持生物多样性、土壤保持、水资源供给、提供美学景观
生态系统健康 Ecosystem health	活力	净初级生产力
	组织力	景观异质性、景观连通性、重要斑块连通性
	恢复力	恢复力系数

2.1.1 生态系统服务指标的选取及评估

根据讨赖河流域生态环境状况及能够提供的主要生态系统服务,本文选取气候调节、维持生物多样性、土壤保持、水资源供给、提供美学景观等五项服务进行评估。

(1)气候调节。选用 InVEST 模型的 Carbon 模块计算流域碳储量。Carbon 模块将生态系统碳储量 C_{total} 划分为地上部分碳储量 C_{above} 、地下部分碳储量 C_{below} 、土壤碳储量 C_{soil} 和死亡有机物碳储量 C_{dead} 四部分^[17]。由于研究区内的死亡有机碳储量较小且数据获取较难,本文将其忽略不计,其余碳密度数据所需相关参数参考前人研究成果确定^[18]。计算式为:

$$C_{total} = C_{above} + C_{below} + C_{soil} + C_{dead} \quad (1)$$

(2)维持生物多样性。本文选用 InVEST 模型的 Habitat Quality 模块,以土地利用数据、每一种威胁性土地利用类型的相对影响、生境栅格与威胁因子之间的距离、每一类生境对每一种威胁因子的相对敏感性4个因素来评价维持生物多样性服务^[19]。

(3)土壤保持。选用 InVEST 模型的 SDR 模块计算土壤保持量,公式如下^[20]:

$$RUSLE = RKLS - USLE \quad (2)$$

$$RKLS = R \times K \times L \times S \quad (3)$$

$$USLE = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (4)$$

式中,RKLS为裸地的土壤侵蚀量;USLE为实施了管理措施或有植被覆盖的土壤侵蚀量; R 为降雨侵蚀因子; K 为土壤可蚀性因子; LS 为地形因子; C 为覆盖与管理因子; P 为水土保持措施因子。 P 、 C 系数参考胡胜等^[21]研究结果。降雨侵蚀力利用 Arnoldus^[22]提出的基于逐月降雨量和年平均降雨量计算研究区各水文站点年平均降雨侵蚀力,并进行 Kriging 插值后重采样为 500 m×500 m 的栅格。 K 因子的计算公式为^[23]:

$$K = \{ (0.2 + 0.3 \exp[-0.0256 \text{Sand}(1 - \text{Silt}/100)]) \} \times [\text{Silt}/(\text{Clay} + \text{Silt})]^{0.3} \\ \times \{ 1 - 0.25C/[C + \exp(3.72 - 2.95C)] \} \times \{ 1 - 0.7SN_1/[SN_1 + \exp(-5.51 + 22.9SN_1)] \} \quad (5)$$

式中,Sand、Silt、Clay、 C 分别为砂砾、粉粒、黏粒和有机碳的含量(%)。 $SN_1 = (1 - \text{Sand})/100$ 。

(4)水资源供给。利用 InVEST 模型的 Water Yield 模块计算。首先,确定研究区每个栅格单元 x 的年产

水量 $Y(x)$, 公式为:

$$Y(x) = \left[1 - \frac{AET(x)}{P(x)} \right] \times P(x) \quad (6)$$

式中, $AET(x)$ 为栅格 x 的年实际蒸散量, $P(x)$ 为栅格 x 的年降水量。

(5) 提供美学景观。公共游憩空间具有较高的文化和观赏价值, 是衡量居民生活质量、城市社会文明的指标之一^[24]。考虑到研究时段内酒泉市肃州区、金塔县、嘉峪关市大力推进生态城市建设, 本文在计算 2015 年讨赖河流域娱乐文化指数时, 按照重要性分别对不同游憩场所进行赋值^[25]。根据流域游憩状况, 将嘉峪关市草湖、酒泉肃州区花城湖、金塔县北海子国家湿地公园等重要生态功能区赋值为 1.75; 嘉峪关市黑山湖水水库、南湖文化生态园、明珠文化生态园, 金塔县沙漠胡杨林景区、金鼎湖风景区等赋值为 1.5; 嘉峪关市森林公园、讨赖河公园、肃州区北郊公园、锦绣酒泉公园、航天公园、酒泉公园、肃州植物园、体育公园等赋值为 1.25; 其他区域均赋为 1。

本文根据研究区土地利用类型和谢高地等^[26]制定的娱乐文化服务价值当量表示娱乐文化指数。2015 年讨赖河娱乐文化指数 (Recreation and culture index, RCI) 根据游憩场所重要性予以修正, 公式为^[25]:

$$RCI = n_l \times m \quad (9)$$

式中, n_l 为第 l 种土地利用类型的娱乐文化服务当量, m 为修正值。

由于五项生态系统服务评价结果的量纲不统一, 直接对其进行整体评价较为困难。为消除因量纲不同而造成的影响, 先对各单项服务功能评估结果进行标准化处理, 再计算五项生态系统服务总指数, 计算式为:

$$ESI = \sum_{i=1}^n P_i \times W_i \quad (10)$$

式中, ESI 为生态系统服务指数; P_i 为归一化处理后指标值; W_i 为第 i 项服务的权重, 文中取均值权重。

2.1.2 生态系统健康指标的选取及评估

生态系统空间实体的生态系统健康体现了在压力下保持健康结构, 自我调节和恢复的能力, 可以分为三类: 活力、组织力和恢复力^[27]。本文以活力 V 、组织力 O 、恢复力 R 三项指标进行离差标准化后评估生态系统健康状况, 生态系统健康指数 EHI 的计算式为:

$$EHI = W_1 \times V + W_2 \times O + W_3 \times R \quad (11)$$

式中, W_1 、 W_2 、 W_3 分别为 V 、 O 和 R 的权重, 文中权重各取 1/3。

(1) 活力。生态系统活力 V 通过生态系统的新陈代谢或初级生产力 (Net Primary Production, NPP) 来表征。本文使用光能利用率模型 (Carnegie-Ames-Stanford Approach, CASA) 评估讨赖河流域 2000、2015 年 NPP, 以此来表征生态系统活力。计算方法详见参考文献^[28]。

(2) 组织力。生态系统组织 O 是指由景观格局决定的生态系统的结构稳定性。景观异质性 (Landscape Heterogeneity, LH) 和景观连通性 (Landscape Connectivity, LC) 都会影响生态系统的组织^[3]。景观异质性是由景观多样性支持, 以面积加权平均斑块分维数指数 (Area Weighted Mean Shape Index, AWMPFD)、香农多样性指数 (Shannon's Diversity Index, SDI)、修正的辛普森多样性指数 (Modified Simpson's Diversity Index, MSDI) 来表征景观多样性, 指数值越高, 景观多样性越高^[12]。

景观连通性由整体景观和重要生态斑块 (例如本文中的林地与水域) 的连通性决定。景观连通性越高, 组织力越强。本文选用蔓延度 (Contagion, CONTAG) 量化整体景观连通性, 用分离度指数 (Splitting Index, SPLIT) 和景观连接指数 (Connectance Index, CONNECT) 量化林地和水域的连通性^[12]。参考 Kang 等^[3]的研究, 将景观异质性和景观连通性权重均赋为 0.35。此外, 林地和水域对整个流域景观极其重要, 是维护流域生态环境的重要斑块, 应优先保护, 将重要生态斑块连通性权重设定为 0.3。利用 Fragstates 软件计算, 公式如下^[3]:

$$\begin{aligned} EO &= 0.35 \times LC + 0.35 \times LH + 0.3 \times IC \\ &= 0.1 \times AWMPED + 0.25 \times SPLIT + 0.15 \times SDI + 0.1 \times MSDI + 0.1 \times CONTAG \\ &\quad + 0.1 \times (SPLIT_1 + SPLIT_2) + 0.05 \times (CONNECT_1 + CONNECT_2) \end{aligned} \quad (12)$$

式中, EO 为评估单元的生态系统组织, IC 为重要生态斑块连通性, $SPLIT_1$ 、 $SPLIT_2$ 分别为林地、水域分离度指数, $CONNECT_1$ 、 $CONNECT_2$ 分别为林地、水域连接度指数。权重的设置参考了 Kang 等^[3]的研究结果。

(3) 恢复力。生态系统恢复力 R 是指区域生态系统在受到自然、人文因素干扰后恢复其原有结构和功能的能力,反映区域在生态系统过程中抵御与适应外来干扰的能力^[3]。本文参考刘明华等^[29]的研究,对不同土地利用类型恢复力系数 (Resilience Coefficient, RC) 进行赋值,并基于研究区的 $NDVI$ 数据对其修正。公式为:

$$RC_i = \frac{NDVI_i}{NDVI_{mean_j}} \times RC_j \quad (13)$$

式中, RC_i 为第 i 个栅格的恢复力系数; $NDVI_i$ 表示第 i 个栅格的 $NDVI$ 值; $NDVI_{mean_j}$ 为第 i 个栅格所在土地利用类型 j 的 $NDVI$ 平均值, RC_j 为地类 j 的恢复力系数。

基于生态系统服务指数 ESI 及生态健康指数 EHI 计算生态安全值 (Ecological Security Value, ESV), 计算式为:

$$ESV = \sqrt{ESI \times EHI} \quad (14)$$

2.2 生态安全格局优化

2.2.1 电路理论连通度模型

生物个体流或基因流在特定景观中的流动具有随机性,正如电路中的电荷同样是随机游走的。因此,根据两者共有的随机游走特性,电路理论把电路与运动生态学联系起来,将复杂景观中的物种个体或基因流类比为电荷,将景观视为电阻面(即生态学中的阻力面),根据是否利于某种生态过程为各类景观赋予相应的电阻值(即阻力值)^[30]。例如,可将草地、林地等易于物种迁移或促进基因流动的土地利用类型赋予低电阻值,将建设用地、裸岩裸土等阻碍迁移、流动的土地利用类型赋予高电阻值。据此,异质景观可被视为一系列节点(动物栖息地、生态保护区等)和电阻组成的电路^[31]。Circuitscape 软件可根据用户提供的节点数据及电阻数据计算横跨景观的电流和电压图。电流可反映游走者沿某一节点或路径迁移的概率。电流越大,则该地区通过水平越高^[30]。该软件有成对、高级、一对多和多对一 4 种测算连接度的计算模式。

2.2.2 生态源地提取

本文将每个生态源作为电路节点处理。生态源地不仅需要提供多种高质量的生态系统服务,而且需要维持高水平的综合生态系统健康^[3]。已有研究在识别生态源地时,往往直接选取水域、林地、自然保护区等重要生态斑块做为生态源地,或利用指标体系对斑块生态系统服务重要性进行评价,很少有研究根据生态系统服务与生态系统健康选择生态源地,这忽略了生态安全就是要保障生态系统能够在持续健康的状态下提供服务的根本目的^[6]。因此,本文根据 2015 年讨赖河流域生态安全评估结果来选取生态源地。考虑到流域高度安全区生态斑块较少,生态环境脆弱,水资源有限,一旦遭到破坏,将很难恢复,应首先保护现有生态安全状况相对较好的区域。本文选取高度安全区、较高安全区作为质量较高的生态源地备选区,将中等安全区作为应继续维护和恢复的生态源地备选区。由于生态源地须具有一定面积才能使核心区不受外界干扰,结合讨赖河流域特征,剔除备选区中面积小于 0.3 km^2 的斑块作为生态源地^[20]。

2.2.3 阻力面建立

人类活动及引起的土地利用/覆被变化会影响生态系统间的物质流动和能量交换。物种在空间上的的迁移需克服不同景观单元间的阻碍,阻力面可以反映景观异质性对生态过程流动的影响^[32]。阻力值一般依据土地利用类型差异导致的生境适宜性差异来赋值,根据本文构建生态廊道所用到的 Circuitscape 软件及 Linkage Mapper 工具对阻力值的要求,参考刘佳等^[33]的研究构建阻力面。

2.2.4 生态廊道构建

构建讨赖河流域生态廊道首先须确定生态源地,然后分析生物随机游走特征,识别最优路径和次优潜在路径。

(1) 最优路径识别。Linkage Mapper 可利用生态源地及阻力面来识别和绘制核心区域之间的最小成本路

径(least cost path, LCP), LCP 是物种迁移的最优路径^[30]。Linkage Mapper 通过确定相邻源地、用邻接关系和距离数据构建源地间网络、计算成本加权距离和 LCP、计算成本最低的走廊并将其镶嵌到一张地图中,按照以上四个步骤绘制最优路径图。LCP 的成本加权距离与路径长度的比值用以描述沿该路径移动的相对阻力^[30]。

(2)次优潜在路径识别。LCP 识别出了物种在栖息地之间迁徙或扩散时具有最大生存几率的路径,但这是基于物种在迁徙时“知道哪条路是最容易的”的假设^[34]。事实上,物种对周围景观并没有选择偏好,而是随意游走。电路理论连通度模型与最小成本分析方法都是基于阻力面来考察连接度的模型,但该模型并不识别最优路径,而是借助物理学电路知识,将电流回路类比为物种扩散和迁移过程,通过欧姆定律确定有效电阻和电流,有效电阻可衡量生境或种群间有效距离,电流可表征预测目标物种沿着节点间模拟路径移动的净流量概率^[30]。电路理论通盘考虑了存在于景观中的多条连接路径,可以补充最小成本路径,并有助于优先考虑重要的连通性保护领域,有研究已证明该模型在各种尺度上均能较好模拟生物在异质性景观中的移动^[34],因此,本文采用基于电路理论的 Circuitscape 5.0 软件成对模式来识别讨赖河流域次优潜在路径。

2.2.5 障碍点识别

障碍点是阻碍物种在生态斑块间移动的区域,障碍点识别可为决策者进行景观规划提供参考。借助 Linkage Mapper 计算得出的斑块间欧式距离结果,将 Barrier Mapper 工具的最小搜索半径设置为与栅格大小相同的 500 m,最大搜索半径设置为 1500 m,通过移动窗口法搜索障碍点。得分越高的障碍点被清除后对整体景观连通性改善越大。

3 结果分析

3.1 讨赖河流域生态安全评价及其时空演变

3.1.1 生态系统服务

讨赖河流域 2000、2015 年碳储量、生境质量、土壤保持量、产水量和美学景观服务的空间分布如图 2 所示。五项生态系统服务评估指数 ESI 的空间分布如图 3 所示。2000 年流域 ESI 的数值范围为 0—0.47,平均值为 0.050,且大部分区域以中低值居多,表明讨赖河流域生态系统服务发挥有待提高。ESI 的高值区主要分布在肃南县祁连山区,中值区以酒泉市肃州区、金塔县的城市绿地、耕地等土地利用类型为主,低值区在全流域均有分布。2015 年五项生态系统服务指数为 0—0.51,平均值提升至 0.054。由于土地利用类型转换引发了生态系统服务功能变化。例如金塔北海子湿地、嘉峪关草湖湿地、酒泉肃州区花城湖等湿地的恢复,金塔县鸳鸯池水库的扩大,嘉峪关市新城镇、酒泉市肃州区下河清镇、金塔县西坝镇等地的耕地面积增大,都给讨赖河流域生态系统服务功能带来了正向影响。

3.1.2 生态系统健康

讨赖河流域 2000、2015 年生态系统活力(NPP)、组织力(EO)和恢复力(RC)的空间分布如图 4 所示。图 5 是 EHI 的空间分布图,由图 5 可知,2000 年讨赖河流域 EHI 为 0—0.62,中高值区以流域南部祁连山区低海拔的林草地、中部农业区为主;北部农业区的耕地斑块更破碎,与中部农业区相比 EHI 较低;祁连山区高海拔区为高寒戈壁,将部分林地、草地割裂成面积较小的斑块,这些斑块 EHI 较低;戈壁荒漠区土地利用单一,植被覆盖率低,EHI 最低。2015 年流域部分区域生态系统健康有明显好转,城市绿地、水域、耕地的增加使得嘉峪关市城区、肃南县明花乡 EHI 指数上升。

3.1.3 生态安全时空格局

依据自然断点法将生态安全指数划分为低度安全、较低安全、中等安全、较高安全和高度安全 5 个安全等级(图 6)。2000 年、2015 年讨赖河流域低度安全等级区面积最大,分别占流域总面积的 63.68%、61.25%,较高安全区、高安全区仅占总面积的 13.93%、15.80%。从空间分布来看,2000 年与 2015 年讨赖河流域生态安全总体格局变化不大。高度安全区主要分布在肃南县祁连山区,较高安全区主要分布于酒泉市肃州区银达

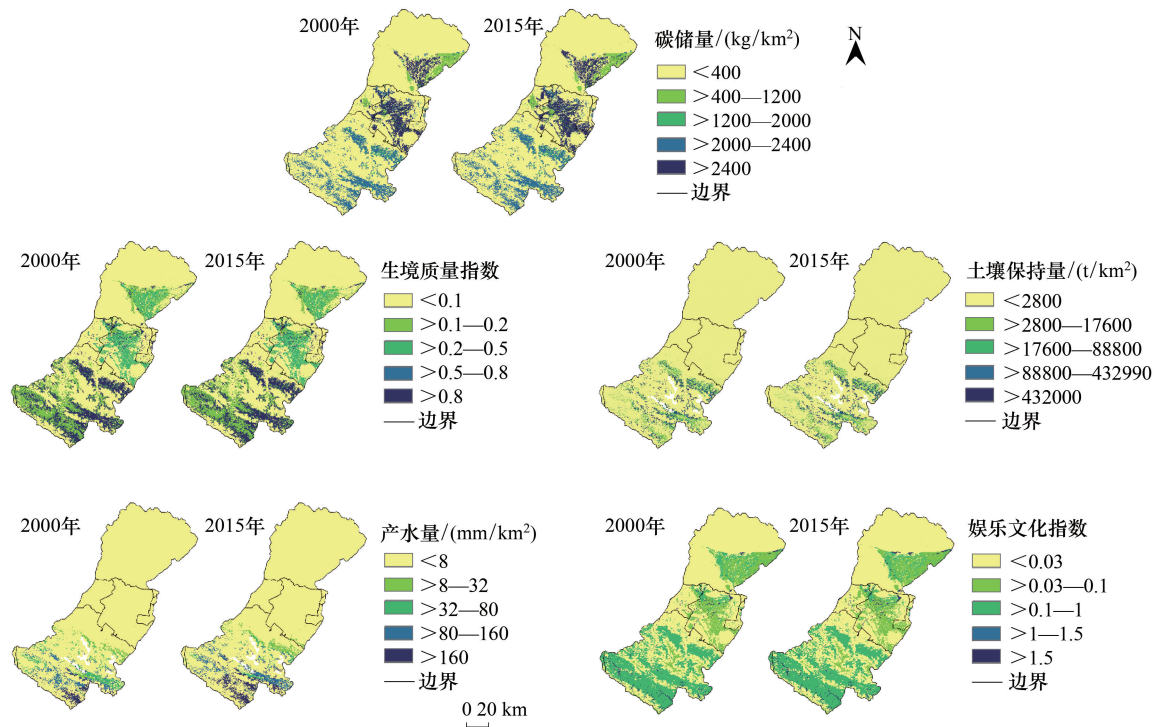


图2 2000 和 2015 年讨赖河流域生态系统服务空间分布

Fig.2 Spatial distribution of ecosystem services in the Taolai River Basin in 2000 and 2015

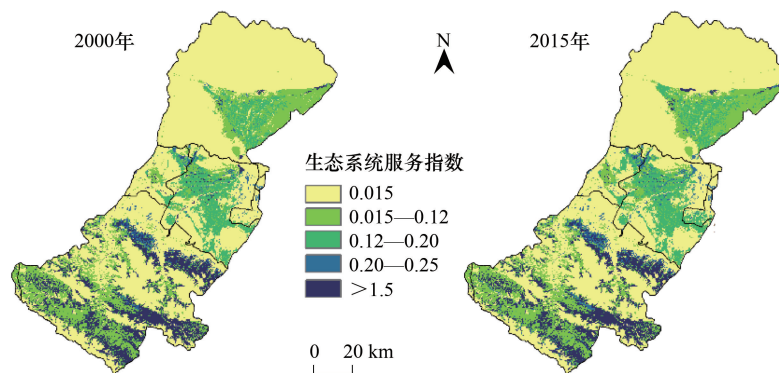


图3 2000 年和 2015 年讨赖河流域生态系统服务指数 ESI 空间分布

Fig.3 Spatial distribution of ESI in the Taolai River Basin in 2000 and 2015

镇、总寨镇、东洞镇、红山乡、丰乐镇、嘉峪关市新城镇及金塔县西坝镇、东坝镇等耕地斑块。低度安全区以沙地、裸岩、裸土等土地利用类型为主,生态环境非常恶劣,难以提供良好的生态系统服务,与实际状态相符。嘉峪关市、酒泉市肃州区城区是讨赖河流域的人口和产业集中区,城市化推进相对较快,土地开发和利用力度较大,生态破坏较严重,生态安全等级较低。2015 年嘉峪关市、肃州区较低安全区域随城市扩展而扩展,嘉峪关市新城镇、肃州区明花乡一部分由未利用地转换而来的耕地生态安全等级由低度安全提升为中等安全。2000—2015 年,安全等级升高的区域面积为 5431 km²,占总面积的 34.30%;安全等级下降的区域面积有 6952.75 km²,占总面积的 43.90%。

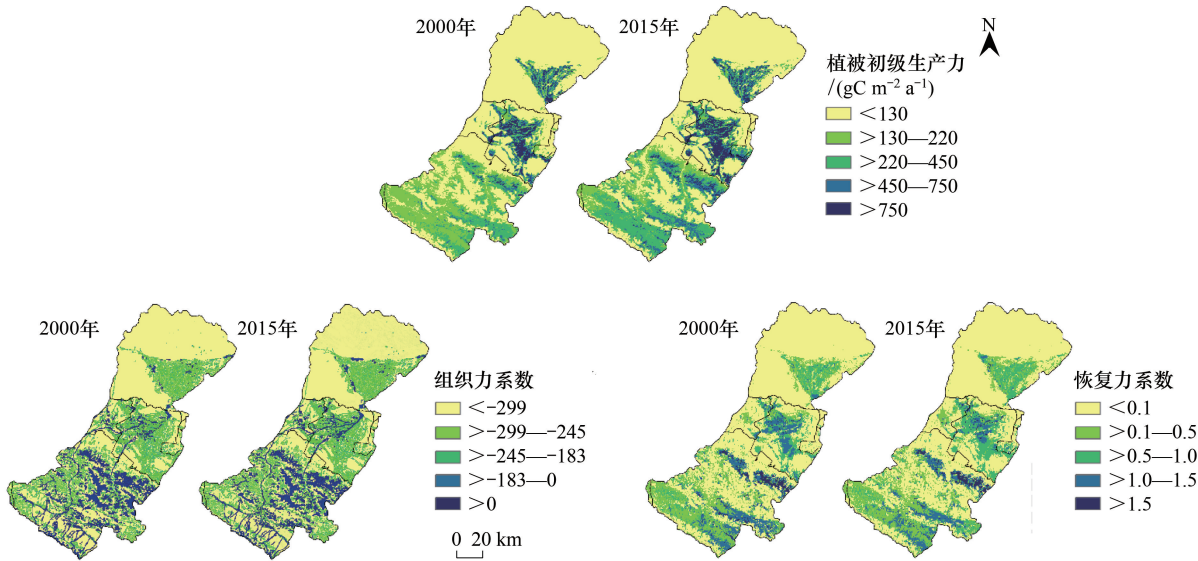


图 4 2000 年和 2015 年讨赖河流域生态系统活力 (NPP)、组织力系数和恢复力系数空间分布
Fig.4 Spatial distribution of NPP, organization and resilience in the Taolai River Basin in 2000 and 2015

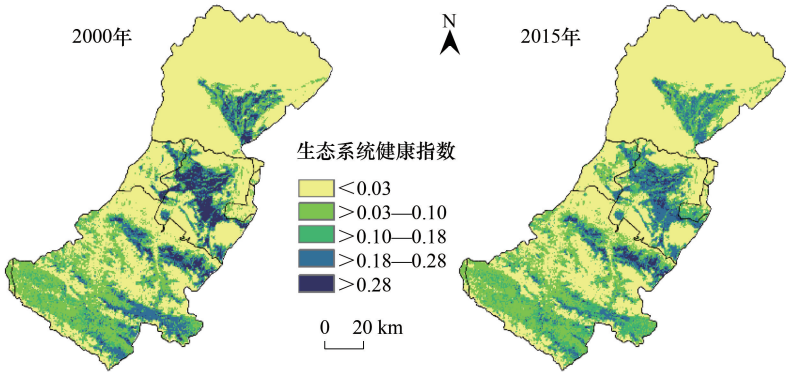


图 5 2000 年和 2015 年讨赖河流域生态系统健康指数空间分布
Fig.5 Spatial distribution of EHI in the Taolai River Basin in 2000 and 2015

3.2 生态安全格局优化

3.2.1 生态安全格局组认识别

(1)生态源地及阻力面。剔除面积小于 0.3 km²的斑块后,讨赖河流域生态源地斑块分布如图 7 所示。全流域共有源地 891 个,面积 3006.16 km²。最大斑块面积 625.41 km²,最小斑块面积仅 0.34 km²,平均面积 3.37 km²,破碎化程度高。生态源地主要分布在嘉峪关市、酒泉市肃州区、金塔县灌溉绿洲农业区以及南部祁连山区。基于生态源地及阻力面数据(图 7),利用 Circuitscape 模型多对一模式模拟电流密度(图 8)。斑块的电流密度值越高,则该斑块对流域景观连通性贡献越大,斑块重要性越高^[33]。结果可知,电流密度高值区主要分布于流域祁连山区,该区域的冰川融水与高山积雪融水是河流补给的重要来源,草地、森林及野生动物资源丰富,是讨赖河流域重要的生物多样性分布区及水源涵养区。除此之外,流域中部如嘉峪关市东北部新城草湖,为天然亚高山草甸草场,是北部沙地与农田的过渡地带,是重要的生态屏障,该区域也为电流密度高值区。中值区主要分布于嘉峪关市、酒泉市肃州区、金塔县农业经济区,该区域受人类活动影响大,斑块类型单一,生物多样性较低。流域中面积大于 10 km²的水域及冰川电流密度较小,这是由于一定程度上阻挡了生物物种的迁移,影响了整体景观的连通性。

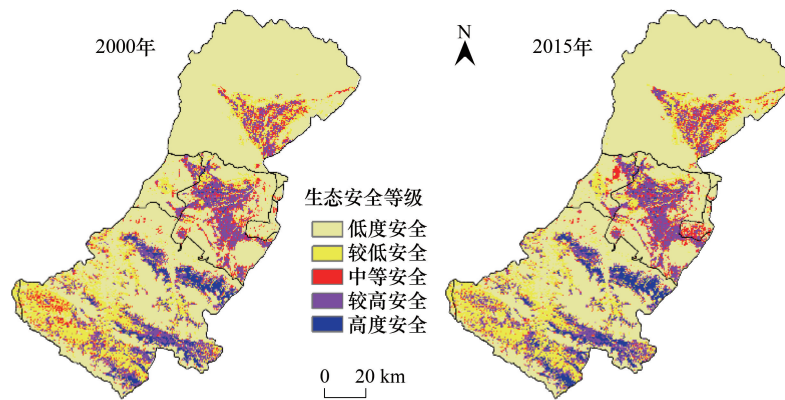


图 6 2000 和 2015 年讨赖河流域生态安全等级空间分布

Fig.6 Spatial distribution of ecological security level of the Taolai River Basin in 2000 and 2015

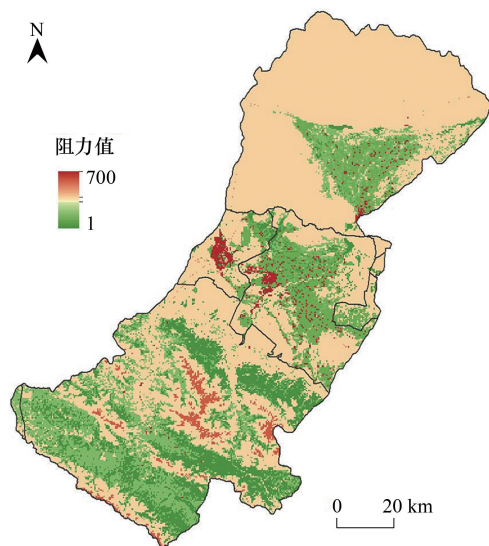


图 7 阻力面

Fig.7 Resistance map

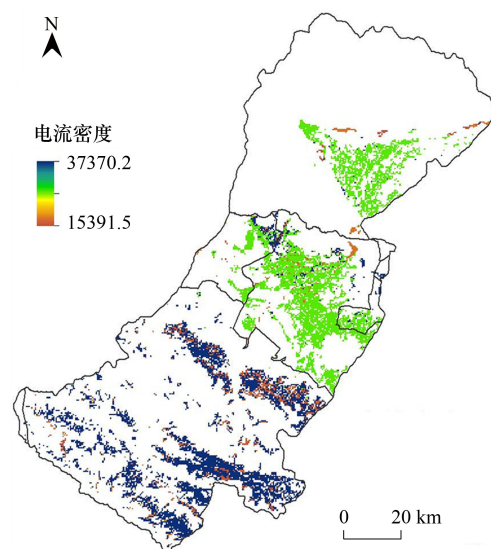


图 8 多对一模式模拟结果

Fig.8 Simulation result of all-to-one mode

(2)生态廊道。生态源地之间共生成 1122 条最小成本路径,共长 3468.15 km,平均长度 2.16 km,最长的路径长度为 24.35 km,最短为 0.5 km。长度小于 2 km 的路径占总路径的 67.41%,最小成本路径破碎度较高。平均欧式距离为 2.95 km,最长为 3.765 km,最短为 0.09 km。从图 9 可知,讨赖河流域最优廊道的空间分布差异明显:流域北部戈壁滩缺少生态源地,没有廊道连通;中部斑块间廊道的数量较多且网络密度大,连通性强;南部祁连山区片状源地内阻力小,廊道数量较多,但片状源地间相隔高原荒漠,阻力相对较大,其中分布有面积较小的源地起到“踏脚石”作用,将各个片状源地连接起来,生成多条生态廊道,共同构成流域最优廊道网。

成本加权距离与路径长度的平均比值为 248.56,最大比值是 640.83,而最小比值是 10,将各廊道比值按自然断点法分为阻力较小、阻力中等、阻力较大三等(图 10),较大阻力廊道有 242 条,分布在距离相对较远且相隔裸岩、裸土等阻力较大的的源地间。中等阻力廊道有 386 条,大部分分布在祁连山地区相隔较远的生态源地间。较小阻力廊道有 494 条,主要分布于金塔县、嘉峪关市、肃州区距离近且密集的耕地斑块间。

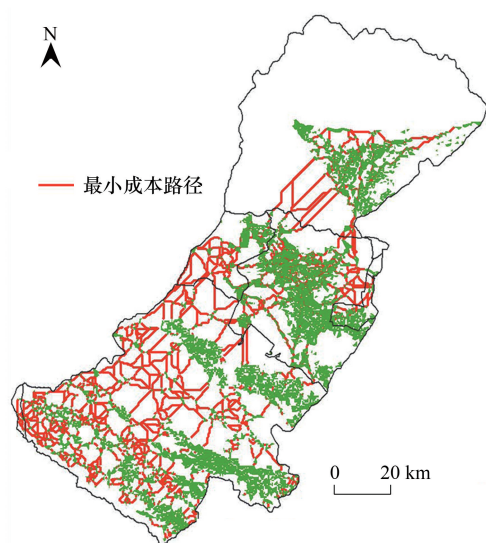


图9 最小成本廊道分布图

Fig.9 Distribution of least cost corridors

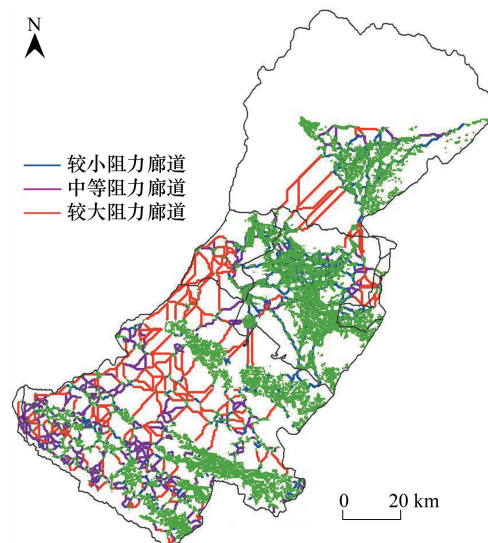


图10 不同阻力等级廊道分布图

Fig.10 Distribution of corridors with different resistance levels

由 Circuitscape 多对一模式模拟结果及获得的次优路径分布图(图 11)可得,流域北部无电流,而中部农业区与南部祁连山区均有电流值,这与生态源地斑块的分布、数量、距离有关,斑块数量越多、距离越近,功能连通性会越高^[33]。嘉峪关市、肃州区城区均出现电流高值,这是由于城市建成区将周围的耕地、绿地等生态斑块隔离,这些斑块间的联系需经过城区生态廊道。根据电流密度图得到的次优廊道分布图,流域北部无廊道,中部廊道通过解放村水库、鸳鸯池水库将金塔县与嘉峪关市、肃州区的生态源地连接,又通过祁文乡、红山乡、丰乐镇耕地斑块将肃南县山区连接起来,构成流域次优生态廊道。

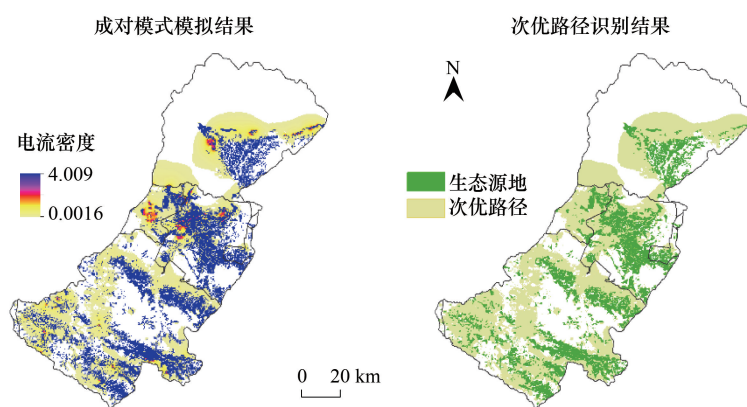


图11 成对模式模拟结果和次优路径分布图

Fig.11 Simulation result of pairwise mode and distribution of sub-optimal corridors

3.2.2 生态安全格局优化策略

生态安全格局优化的目标是针对特定区域环境问题,通过设计、规划区域内景观组分的数量、分布空间格局,保护生物多样性,维持生态系统过程完整性,实现区域内自然环境与人类社会协调发展。在进行讨赖河流域生态安格局优化时,首先要保护流域重要生态源地,保护源地生态系统稳定性,发挥区域本底优势,在此基础上,建设与源地协调的生态廊道,清除障碍点、增添“踏脚石”斑块,以提高生态廊道数量与质量,推进廊道网络化、系统化结构转变。根据流域状况划分功能区,实现流域综合治理,提高流域生态环境安全。

由障碍点识别结果可知,在讨赖河流域内,阻碍景观连通性的障碍点分布较广(图 12)。流域内障碍点的总面积 9405.25 km²,占流域总面积的 59.4%。障碍点改善得分最高值为 762.462,最低值 0.017,平均值 215.45,约有 25.8%的区域改善得分大于平均值。改善得分较低的区域主要分布于肃州区、金塔县、嘉峪关市的绿洲农业区。由于耕地斑块数量众多且密集,清除该部分障碍点对整体景观连通度提升不大。流域内广阔分布的戈壁、沙地,虽为改善得分高值区,但由于干旱内陆河流域降水稀少,生态环境恶劣,未利用地转化为草地的几率很小,加上斑块破碎度高,实施难度极大。

为保证讨赖河流域生态系统能在持续健康的状况下提供生态系统服务,以生态系统健康及服务为评估依据提取生态源地。为更贴近生物迁移真实状况,识别成本最低的最优路径,同时以电路连通度模型识别生物迁移可能的潜在路径,共同构建流域生态安全格局(图 13)。结合流域生态状况划分功能区,实现流域生态空间管制,提高生态安全。具体措施上,要着力保护生态源地,并逐步提高源地质量。祁连山区的自然生态源地要优先保护,也要注重发挥绿洲农用地、绿地的生态功能。其次要加强廊道建设,完善流域廊道网络。流域内戈壁面积较大且与绿洲区交错分布,导致现有生态廊道阻力较大、连接度不够,无法实现生态流的良好流通。应加强廊道建设,在廊道外围设置缓冲区,拓宽廊道以提高其对连通性的贡献率;加大荒漠化治理力度,建设阻沙墙、草方格沙障,抑制沙漠化,逐步提高植被覆盖率,减小廊道阻力。第三,要清除障碍点,提高生态廊道质量。对于居民区类障碍点,可合理利用空间增加绿地面积,改善人居环境;对于道路障碍点,可扩宽两侧绿化带、增加绿化植被群落层次;对于河道两侧障碍点,可扩展绿地、护岸林面积,打造滨河景观;对于沙地、戈壁等类型的障碍点,可通过铺设草方格截留水分、提高沙层含水量,提高固沙植物的存活率。对于范围较广的障碍点,可先对障碍点内部进行调整,建立斑块间连接路径。对于面积广、阻力大的障碍点,如金塔县生态源地与嘉峪关、酒泉市肃州区生态源地间的戈壁滩,虽然该障碍点改善得分高,清除后对整个流域连通性产生积极影响,但需花费大量人力物力,因此不建议盲目复绿,应先控制沙化蔓延势头,防止沙漠化侵害农业绿洲区。第四,要建立“踏脚石”,增强斑块连通性。在南部祁连山区,重要的生态源地之间应合理配置点状生态斑块,起到“踏脚石”的作用,压缩斑块之间的距离,期望构成廊道,增大生态服务功能的连通性。

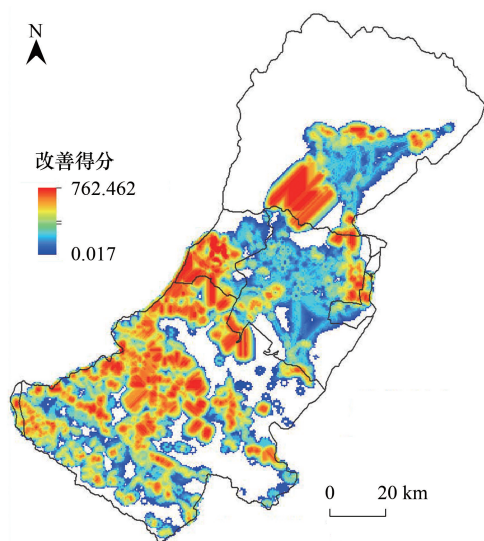


图 12 障碍点的改善得分及空间分布图

Fig.12 Improvement score and spatial distribution of barriers

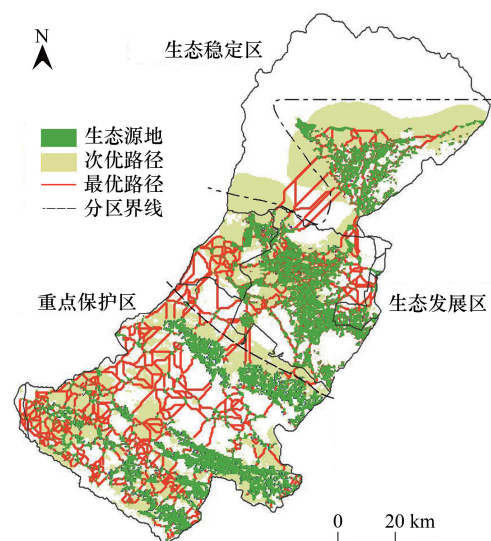


图 13 优化后的讨赖河流域生态安全格局

Fig.13 Ecological security pattern of the Taolai River Basin

生态稳定区土地利用类型均为戈壁、裸岩石砾地、裸土等未利用地,该区域应当防止土壤沙化蔓延,合理开发沙漠戈壁旅游和发展沙产业。生态发展区主要为中部耕地区,人口稠密、水土资源紧缺,应严格遵循保护耕地和基本农田的原则,以环境承载力为基础,提高水土资源利用率,寻求生产、生活、生态、生意等“四生”空

间协调发展。重点保护区主要为祁连山区的草地、林地等,生态环境脆弱,措施上应保护冰川、湿地、林地、草原,加强退化草地治理、天然林保护和水土流失防治,提升水源涵养和生物多样性保护服务功能。

水资源是影响讨赖河流域发展的关键因素,但一味追求“恢复”生态系统,使其回到低效能自然平衡状态是不可取的。在进行水资源的配置时,应考虑现有水资源承载能力,寻求最佳发展规模;协调生态用水及城市生活、工业用水关系,上游、中游、下游用水关系,以实现水资源的有效利用。2000 年讨赖河流域人口为 63.48 万,至 2015 年增长了 19.62 万。为提供足够的粮食和农副产品,草地、未利用地等被大面积开垦以补充耕地、园地。流域应以资源环境承载力为前提,发展绿色循环农业,提高水土资源利用率,增强农业可持续发展。推进流域生态综合治理,提高流域生态环境安全和社会经济高质量发展。

4 结论

从生态系统服务与健康角度出发,构建“贡献力-活力-组织力-恢复力”生态安全评价框架,评估 2000、2015 年讨赖河流域生态安全状况,识别生态源地。借鉴电路理论思想,利用 Linkage Mapper 及 Circuitscape 工具,构建最适宜生物流迁移、扩散的最优廊道及潜在的次优路径。借助 Barrier Mapper 工具识别影响景观联通度的“障碍点”,分析影响流域生态安全格局的因素。主要结论如下:讨赖河流域总体生态安全状况不乐观,2000 和 2015 年低度安全等级区分别占流域总面积的 63.68%、61.25%,高安全区和较高安全区仅占总面积的 13.93%、15.80%。生态安全状况差异显著,呈现南高北低的分布格局。生态源地面积 3165.41 km²,破碎度高,分布于流域南部山区及中部绿洲农业区。最小成本路径共 1122 条,共长 3468.15 km,较大阻力廊道有 242 条。生态源地、最优生态廊道及具有一定宽度的次优廊道共同构成讨赖河流域生态安全格局。将流域生态格局优化分区划分为生态稳定区、生态发展区和重点保护区。根据讨赖河流域生态环境特点,提出了保护生态源地、加强廊道建设、提高生态廊道质量、清除障碍点,增加“踏脚石”斑块、因地制宜分区治理等优化措施。

千年生态系统评估(Millennium Ecosystem Assessment, MA)所建议的生态系统服务多达十余种,本文仅根据讨赖河流域的实际选取了五种服务进行评估,存在片面性。文中使用了 InVEST 等模型用于量化关键指标,但这些模型对现实问题的假设、简化及参数的设置,可能会造成结果的不确定性^[36]。此外,由于数据可获取性和方法限制,一些重要的社会经济数据难以空间化,降低了研究的全面性。今后将在获取更多期数据和测度更多种生态服务的基础上,对流域生态安全格局优化展开深入研究。

参考文献(References):

- [1] 李世佳. 三峡库区县域生态安全格局构建研究[D]. 重庆: 西南大学, 2018.
- [2] Liu D, Chang Q. Ecological security research progress in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(5): 111-121.
- [3] Kang P, Chen W P, Hou Y, Li Y Z. Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: a case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration. *Science of the Total Environment*, 2018, 636: 1442-1454.
- [4] MacArthur R H, Wilson E O. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967.
- [5] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. *地理研究*, 2017, 36(3): 407-419.
- [6] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 关文彬. 区域生态安全格局: 概念与理论基础. *生态学报*, 2004, 24(4): 761-768.
- [7] Xu X B, Tan Y, Chen S, Yang G S. Changing patterns and determinants of natural capital in the Yangtze River Delta of China 2000-2010. *Science of the Total Environment*, 2014, 466-467: 326-337.
- [8] Costanza R, Norton B G, Haskell B D. *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Washington, DC: Island Press, 1992.
- [9] 陈克龙, 苏茂新, 李双成, 卢京花, 陈英玉, 张斐, 刘志杰. 西宁市城市生态系统健康评价. *地理研究*, 2010, 29(2): 214-222.
- [10] Peng J, Liu Y X, Wu J S, Lv H L, Hu X X. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: a case study in Shenzhen City, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 143: 56-68.
- [11] Peng J, Liu Y X, Li T Y, Wu J S. Regional ecosystem health response to rural land use change: a case study in Lijiang City, China. *Ecological Indicators*, 2017, 72: 399-410.
- [12] 袁毛宁, 刘焱序, 王曼, 田璐, 彭建. 基于“活力-组织力-恢复力-贡献力”框架的广州市生态系统健康评估. *生态学杂志*, 2019, 38(4): 1249-1257.

- [13] 徐浩杰, 杨太保, 柴绍豪. 1961—2010 年讨赖河山区径流变化特征及其驱动因素. 中国沙漠, 2014, 34(3): 878-884.
- [14] 闫宏华, 张生. 甘肃省讨赖河河道管理及生态修复浅析. 中国水能及电气化, 2018, (5): 1-3.
- [15] 刘焱序, 徐光, 姜洪源, 胡晓旭, 彭建, 宋治清, 王仰麟. 东北林区生态系统服务与健康协同分析. 地理科学进展, 2015, 34(6): 761-771.
- [16] Costanza R. Ecosystem health and ecological engineering. Ecological Engineering, 2012, 45: 24-29.
- [17] 张影, 谢余初, 齐姗姗, 巩杰, 张玲玲. 基于 InVEST 模型的甘肃白龙江流域生态系统碳储量及空间格局特征. 资源科学, 2016, 38(8): 1585-1593.
- [18] 潘竞虎, 李真. 干旱内陆河流域生态系统服务空间权衡与协同作用分析. 农业工程学报, 2017, 33(17): 280-289.
- [19] 郝月, 张娜, 杜亚娟, 王熠辉, 郑艳东, 张长春. 基于生境质量的唐县生态安全格局构建. 应用生态学报, 2019, 30(3): 1015-1024.
- [20] 吴健生, 岳新欣, 秦维. 基于生态系统服务价值重构的生态安全格局构建——以重庆两江新区为例. 地理研究, 2017, 36(3): 429-440.
- [21] 胡胜, 曹明明, 刘琪, 张天琪, 邱海军, 刘闻, 宋进喜. 不同视角下 InVEST 模型的土壤保持功能对比. 地理研究, 2014, 33(12): 2393-2406.
- [22] Arnoldus H M J. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. FAO Soil Bulletin, 1977, 34: 39-51.
- [23] Williams J, Renard K, Dyke P. EPIC: a new method for assessing erosion's effect on soil productivity. Journal of Soil and Water Conservation, 1983, 38(5): 381-383.
- [24] 余玲, 刘家明, 李涛, 朱鹤. 中国城市公共游憩空间研究进展. 地理学报, 2018, 73(10): 1923-1941.
- [25] 周锐, 王新军, 苏海龙, 娄翼来. 平顶山新区生态用地的识别与安全格局构建. 生态学报, 2015, 35(6): 2003-2012.
- [26] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.
- [27] Pantus F J, Dennison W C. Quantifying and evaluating ecosystem health: a case study from Moreton Bay, Australia. Environmental Management, 2005, 36(5): 757-771.
- [28] 朴世龙, 方精云, 郭庆华. 利用 CASA 模型估算我国植被净第一性生产力. 植物生态学报, 2001, 25(5): 603-608.
- [29] 刘明华, 董贵华. RS 和 GIS 支持下的秦皇岛地区生态系统健康评价. 地理研究, 2006, 25(5): 930-938.
- [30] 宋利利, 秦明周. 整合电路理论的生态廊道及其重要性识别. 应用生态学报, 2016, 27(10): 3344-3352.
- [31] 李慧, 李丽, 吴巩固, 周跃, 李雯雯, 梅泽文. 基于电路理论的滇金丝猴生境景观连通性分析. 生态学报, 2018, 38(6): 2221-2228.
- [32] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 杨旸, 李贵才. 基于“重要性—敏感性—连通性”框架的云浮市生态安全格局构建. 地理研究, 2017, 36(3): 471-484.
- [33] 刘佳, 尹海伟, 孔繁花, 李沐寒. 基于电路理论的南京城市绿色基础设施格局优化. 生态学报, 2018, 38(12): 4363-4372.
- [34] 宁宇, 王义飞, 李肖夏, 玛吉措. 电路理论在植物景观遗传学研究中的应用潜力分析. 植物科学学报, 2019, 37(1): 116-123.
- [35] Fu B J, Wang S, Su C H, Forsius M. Linking ecosystem processes and ecosystem services. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2013, 5(1): 4-10.
- [36] Katz R W. Techniques for estimating uncertainty in climate change scenarios and impact studies. Climate Research, 2002, 20(2): 167-185.