北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

基于MCR模型的围场县小滦河流域生态安全格局识别

林一诚 周怡宁 郑景明

Identification of ecological security pattern of Xiaoluanhe River Basin in Weichang County, Hebei Province of northern China based on MCR model

Lin Yicheng, Zhou Yining, Zheng Jingming

引用本文:
林一诚, 周怡宁, 郑景明. 基于MCR模型的围场县小滦河流域生态安全格局识别[J]. 北京林业大学学报, 2024, 46(5):26–36. doi: 10.12171/j.1000–1522.20230026
Lin Yicheng, Zhou Yining, Zheng Jingming. Identification of ecological security pattern of Xiaoluanhe River Basin in Weichang County, Hebei Province of northern China based on MCR model[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2024, 46(5):26–36. doi: 10.12171/j.1000–1522.20230026

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20230026

您可能感兴趣的其他文章
Articles you may be interested in

基于生态红线的洱海流域生态安全格局构建
Construction of ecological security patterns based on ecological red line in Erhai Lake Basin of southwestern China
北京林业大学学报, 2018, 40(7): 85–95. https://doi.org/10.13332/j.1000–1522.20170074

基于生态系统服务功能模拟演算的绿色空间规划框架
Construction of green space planning framework based on ecosystem service function simulation: a case study of shallow mountain area in Beijing
北京林业大学学报, 2019, 41(11): 125–136. https://doi.org/10.13332/j.1000–1522.20190149

基于生态系统服务功能提升的暖温带半湿润地区城市森林营建研究
Urban forest construction based on ecosystem service function improvement in warm temperate semi–humid areas
北京林业大学学报, 2020, 42(1): 127–141. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20180433

基于GWR模型的成渝城市群生态系统服务时空演变及驱动因素研究
Spatio–temporal evolution and driving factors of ecosystem services in Chengdu–Chongqing urban agglomeration of southwestern China based on GWR model
北京林业大学学报, 2020, 42(11): 118–129. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20200217

基于LUCC的承德市域生态系统服务价值演变分析与优化研究
Evolution analysis and optimization research of ecosystem service value in Chengde City, Hebei Province of northern China based on land use/land cover change (LUCC)
北京林业大学学报, 2021, 43(3): 106–116. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20190480

基于LUCC追踪分析的生态系统服务价值时空变化研究
Spatio–temporal variation of ecosystem service value based on LUCC trajectories: a case study of Bosten Lake Watershed
北京林业大学学报, 2021, 43(7): 88–99. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20210017

DOI:10.12171/j.1000−1522.20230026

基于 MCR 模型的围场县小滦河流域生态安全格局识别

林一诚[1] 周怡宁[2] 郑景明[1]
（1. 北京林业大学生态与自然保护学院，北京 100083；2. 北京林业大学水土保持学院，北京 100083）

摘要:【目的】识别和评价区域生态安全格局，能为优化区域生态系统要素，改善区域生态安全状况提供重要依据。**【方法】**本文利用 InVEST 模型，测算围场县小滦河流域碳固持、生境质量、水土保持和水源涵养 4 项重要生态系统服务功能，对该区域的生态系统服务功能进行综合评价，并利用最小累计阻力模型（MCR）构建该区域的潜在生态廊道。**【结果】**全域共识别 14 个生态源地，构建 34 条生态廊道，其中 19 条廊道重要性较高。围场县小滦河流域南、中、北部的综合生态服务功能和生态源地的空间分布格局差异显著。南部低山区森林面积较大，综合生态系统服务功能较高，生态廊道网络较为密集。中部农牧区的人为干扰较严重，对南、北部间生态过程造成阻碍。北部邻近塞罕坝林场区域 4 项重要的生态系统服务功能较高，存在一些面积较大的生态源地，生态廊道重要性较高。小滦河流域整体生态连通性不高，除河流本身外，沟通南、北部的唯一生态廊道位于流域东部边缘，对区域安全格局具有重要作用。**【结论】**围场县小滦河流域南部、中部和北部区域的生态系统服务功能具有较大差异，生态安全格局研究结果能为制定相应区域适宜的生态保护修复策略提供理论参考。

关键词：生态安全格局；生态系统服务功能；InVEST 模型；MCR 模型
中图分类号：S771.8 **文献标志码：**A **文章编号：**1000−1522(2024)05−0026−11
引文格式：林一诚，周怡宁，郑景明. 基于 MCR 模型的围场县小滦河流域生态安全格局识别［J］. 北京林业大学学报，2024，46(5)：26−36. Lin Yicheng, Zhou Yining, Zheng Jingming. Identification of ecological security pattern of Xiaoluanhe River Basin in Weichang County, Hebei Province of northern China based on MCR model［J］. Journal of Beijing Forestry University, 2024, 46(5): 26−36.

Identification of ecological security pattern of Xiaoluanhe River Basin in Weichang County, Hebei Province of northern China based on MCR model

Lin Yicheng[1] Zhou Yining[2] Zheng Jingming[1]
(1. School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;
2. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: ［**Objective**］ Ecological security pattern can provide important basis for optimizing various elements of ecological system and improving regional ecological security. ［**Method**］ In this paper, four important ecosystem service functions, i.e., carbon sequestration, habitat quality, soil conservation, and water conservation were calculated using the InVEST model in the Xiaoluanhe River Basin of Weichang County, Hebei Province of northern China. And a comprehensive evaluation of ecosystem service functions in the region was carried out. The minimum cumulative resistance (MCR) model was used to construct ecological corridors in this area. ［**Result**］ Within the region, 14 ecological sources were identified, and 34 ecological corridors were constructed, of which 19 were of high importance. Comprehensive ecological service function and the spatial distribution pattern of ecological source in the south, middle and north parts of the Xiaoluanhe River Basin in Weichang County were significantly different. The forest area in the

收稿日期: 2023−02−03 **修回日期:** 2023−03−13
基金项目: 2020 年承德国家可持续发展议程创新示范区建设科技专项（202008F014）。
第一作者: 林一诚。主要研究方向：森林生态学。Email：364415818@qq.com 地址：100083 北京市海淀区清华东路 35 号。
责任作者: 郑景明，副教授。主要研究方向：森林生态学。Email：zhengjm@bjfu.edu.cn 地址：同上。
本刊网址: http://j.bjfu.edu.cn；http://journal.bjfu.edu.cn

southern mountainous area was large, the comprehensive ecosystem service function was high, and the ecological corridor network was dense. The human disturbance in the central agricultural and pastoral areas was serious, which had hindered the ecological processes between the south and north. In the northern area near the Saihanba Forest Farm, four important ecosystem service functions were relatively high, and there were some large ecological sources, and the importance of ecological corridors was high. The overall ecological connectivity of the Xiaoluan River Basin was not high. Apart from the river itself, the only ecological corridor connecting the south and north was located on the eastern edge of the basin, which plays an important role in the regional security pattern. [**Conclusion**] The ecosystem service function and ecological security pattern of the southern, central and northern areas of the Xiaoluanhe River Basin in Weichang County differ greatly, and the security pattern constructed can provide theoretical reference for formulating appropriate ecological conservation and restoration strategies in each part of the region.

Key words: ecological security pattern; ecosystem service function; InVEST model; MCR model

由于区域发展模式的粗放以及对自然资源不合理的开发利用，人类活动已经对自然环境造成不可逆的影响[1−2]。当前面临的较为突出生态环境问题，例如生物栖息地破碎化、生物多样性丧失、生态系统功能退化等，都是我国生态环境领域亟待解决的问题和面临的挑战[3]。随着我国的生态文明建设进程的推进，以山水林田湖草沙生命共同体为主体的生态安全问题开始引起各界关注[4]，并成为生态领域研究的热点问题。如何统筹推进山水林田湖草沙综合治理，提升区域生态系统服务与功能，构建国土空间生态保护修复格局，达成“碳达峰碳中和”发展目标，也是当前生态系统保护与修复的重要课题[5]。

生态安全格局理论自 20 世纪 90 年代开始兴起，近些年在我国快速发展，成为优化生态系统各要素，改善区域生态安全状况的重要理论之一[6]。生态安全格局理论是平衡生态安全与经济可持续发展的重要支撑，对于二十大报告中提出的经济发展绿色转型与促进生态价值转化的要求有着重要战略意义。生态安全格局的规划技术方面，已经形成“源地—阻力面—生态廊道”的生态安全格局研究范式[5,7]。生态源地的选取标准根据具体研究目标不同而异，通常在区域内生态系统服务功能强，景观连通性好，影响范围大，生境质量高，或者具有生态敏感性和生态风险的斑块中筛选出生态源地[1−2,5]。阻力面指的是物种运动等多种生态流在区域面上各空间单元中受到的阻力，通常受到土地利用类型、海拔高度、坡度、受干扰距离等因素影响[2,8]。提取生态廊道的方式有很多，其中最小累计阻力模型（minimum cumulative resistance model, MCR）是目前提取廊道常用的方式之一。MCR 模型计算生物物种在两个源地之间运动过程中所耗费的成本，并测算出累计成本最小的路线[9]。该模型兼顾了源地、距离和阻力特征，从而判断出源地向外扩张的潜力及源地间的连通性[2]。

河北省承德市围场县小滦河流域地处国家重点生态功能区阴山北麓－浑善达克沙地防风固沙重要区边缘，是京津冀地区重要的水源涵养区。当前小滦河流域存在的主要生态问题包括自然生态环境较为脆弱，植被生产力水平低下，草场沙化严重等[10]。因此对小滦河流域的生态系统服务功能进行综合评价，构建当地的生态安全格局，能够为当地缓解生态问题、制定环境保护政策提供重要依据。

针对围场县小滦河流域现阶段的生态问题和生态保护修复目标，本文用区域碳固持功能来衡量区域生态系统生产力[11]。用生境质量来评估当前小滦河流域的生态环境脆弱性。此外，由于围场县小滦河流域草场沙化问题导致水土流失极为严重，同时小滦河流域是影响京津冀地区用水的重要水源涵养区，故水土保持和水源涵养功能也是该区域极为重要的生态系统服务功能[10]。因此，本文基于 InVEST 模型对围场县小滦河流域的碳固持、生境质量、水土保持和水源涵养 4 项生态系统服务功能进行测算，并利用 MCR 模型，找出围场县小滦河流域关键生态廊道位置，构建小滦河流域的生态安全格局，并提出相应的生态系统保护修复对策。

1　研究区概况

围场县小滦河流域位于河北省承德市围场满族蒙古族自治县西部，116°47′44″ ~ 117°26′10″E，41°45′25″ ~ 42°26′20″N，总面积 1 673.36 km^2。流域地势北高南低，海拔范围 909 ~ 1 935 m，南部地貌多沟壑，以山地丘陵为主，植被类型以林地为主，覆盖率较高；北部为高原区，是典型的农牧混合区，植被类型多为草地和灌丛，林地多为人工林。中部为人口聚集区，土地类型多为耕地和低覆盖度草地，同时也存在少量稀疏林地和人工林。区域内林地面积较大，包含塞罕坝机械林场、木兰林场、桃山林场、五

道沟林场等多个大型林场，主要优势树种有落叶松（*Larix gmelinii*）、白桦（*Betula platyphylla*）、樟子松（*Pinus sylvestris* var. *mongholica*）、油松（*Pinus tabuliformis*）等。研究区地理位置及样地分布如图 1 所示。

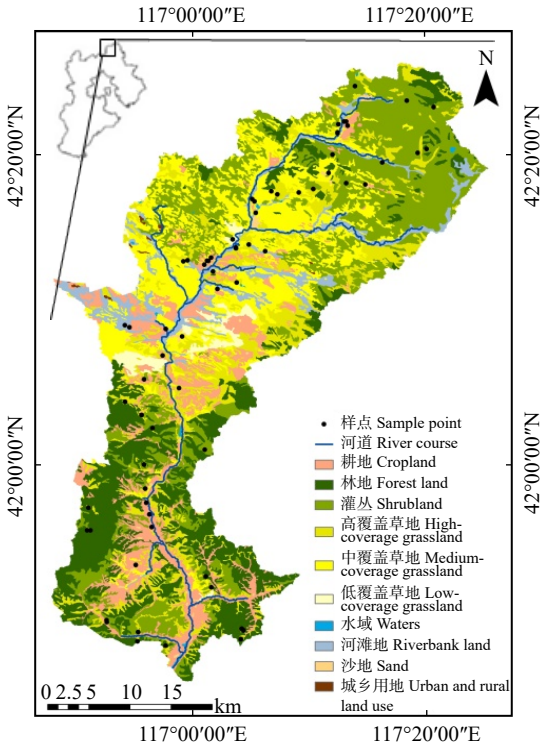


图 1 研究区位置及调查采样点分布图

Fig. 1 Location of the research area and distribution map of survey sampling points

2 数据与方法

2.1 实地调查

本研究于 2021 年 8 月到 9 月期间开展实地调查，在流域内的各类林分中进行布点。本次调查共收集了 70 个样地的数据（图 1），其中各类型林地 29 个，灌丛 7 个，草地 12 个，耕地 12 个，河滩裸地 3 个，城乡用地 3 个，裸露沙地 4 个。

在主要土地利用类型上采用样方法进行植被调查，并进行植物和土壤采样。根据植被类型，分别分为乔木、灌木和草本调查。调查乔木时，在每个样点设立 20 m × 20 m 的样方，对乔木层的树木进行每木检尺，调查乔木的物种组成、胸径，树高和冠幅；调查灌木时，在每个样点设立 5 个 5 m × 5 m 的样方，调查灌木的物种组成、基径、树高和冠幅；调查草本时，在每个样点设立 3 个 1 m × 1 m 的样方，收集样方内所有草本的地上部分，并装袋密封保存；枯落物调查需要在每个样点设立 3 个 1 m × 1 m 的样方，收集 1 m × 1 m 样方内所有枯落物及腐殖质，并装袋密封保存。

本研究在每个土地利用类型上进行土壤调查，使用环刀在每个样点 0 ~ 10 cm，10 ~ 20 cm 和 20 ~ 30 cm 3 个土层取样，测量土壤田间持水量、饱和持水量、土壤密度等物理性质，并采集各层土样进行风干处理。所有草本、枯落物和土壤样品都在实验室进行有机质测定，获取有机碳数据。

2.2 区域环境数据

本文使用的 2020 年土地利用栅格数据来源于地理空间数据云（https://www.gscloud.cn）的 Landsat 8 遥感影像数据解译，空间分辨率 30 m；DEM 数据下载自地理空间数据云，空间分辨率为 30 m；土壤质地数据、交通道路数据下载自全国地理信息资源目录服务系统（https://www.webmap.cn/）；植被覆盖林相图由当地林草局提供；降水量数据由围场县气象站提供；农作物、经济作物产量数据来源于《围场满族蒙古族自治县 2020 年国民经济和社会发展统计公报》。

2.3 研究方法

2.3.1 主要生态系统服务功能评估

本文借助 ArcGIS 10.0 平台，采用 InVEST 模型，选择围场县小滦河流域的碳固持、生境质量、水土保持和水源涵养 4 项重要生态系统服务功能计算其空间分布。InVEST 模型，即生态系统服务和权衡的综合评估模型（Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs），通过对多种生态系统服务的量化及空间分析，为生态环境保护决策和自然资源管理提供有效依据（https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest）。InVEST 模型基于 ArcGIS 平台，在空间分析、开源性、操作难度、运行速度、模型所需数据量等方面具有较强优势，已经成为生态系统服务功能时空动态变化研究的常用工具[12]。本研究所有栅格数据的投影坐标系均调整为“WGS_1984_UTM_Zone_50N”，单位为“米”，像元大小为 30 m × 30 m，然后采用 InVEST 模型相关模块进行碳固持等主要 4 项生态系统服务功能评价。

（1）碳固持。InVEST 模型的碳储存与封存模块将生态系统中的碳储量划分为地上碳储量、地下碳储量、土壤碳储量和死亡有机碳储量 4 种类型，依据土地利用分类数据，统计不同地类地上碳库、地下碳库、土壤碳库和死亡有机碳库的平均碳密度和各地类的面积，得出研究区的碳储量总量[13]。计算公式为

$$C_t = C_a + C_b + C_d + C_s \quad (1)$$

式中：C_t 为流域总碳储量，C_a 为地上碳储量，C_b 地下碳储量，C_s 为土壤碳储量，C_d 为死亡有机碳储量。

地上碳储量数据由实地调查数据计算群落生物量后，通过生物量和碳密度之间的转换系数获取，本研究采用的转换系数为 0.5[14]；地下碳储量用地上碳储量乘以系数转换进行计算，本研究基于相关文献[14−19]，将林地的转换系数定为 0.36，灌丛的转换系数定为 1.97，高覆盖草地和中覆盖草地的转换系数定为 4.25，低覆盖草地（沙化草地）和沙地的转换系数定为 7.89；死亡有机碳储量和土壤碳储量在实验室用重铬酸钾加热法测量样品获取。各树种的生物量方程及碳储量相关计算过程参见文献[20]。

（2）生境质量。InVEST 模型的生境质量模块的理论依据是：生境质量的高低受到 4 个因素的影响，即胁迫因子的影响距离、生境与胁迫因子之间的距离、生境的敏感性及每个单元受到的保护水平。模型首先计算生境退化度，计算公式[21]为

$$D_{xj}=\sum_{r=1}^{R}\sum_{y=1}^{Y_r}\left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^{R}w_r}\right)r_y i_{rxy}\beta_x S_{jr} \tag{2}$$

当 i_{rxy} 为线性衰减时，

$$i_{rxy}=1-\frac{d_{xy}}{d_{r\max}} \tag{3}$$

当 i_{rxy} 为指数衰减时，

$$i_{rxy}=\exp\left(-2.99\frac{d_{xy}}{d_{r\max}}\right) \tag{4}$$

式中：D_{xj} 为 j 类型生境中栅格 x 的生境退化度；R 为胁迫因子个数；Y_r 为胁迫因子 r 的栅格数；w_r 为胁迫因子 r 的权重；r_y 为土地利用类型图中每个栅格上胁迫因子的个数；i_{rxy} 为栅格 y 中的威胁因子 r 对栅格 x 的影响；β_x 为栅格 x 受到的保护程度，由于该区域土地法律保护工作比较到位[10]，本研究不探讨保护程度因素，因此该值设置为 1；S_{jr} 为 j 类型生境对胁迫因子 r 的敏感性；d_{xy} 为生境的 x 像元与胁迫因子的 y 像元的距离；$d_{r\max}$ 为胁迫因子 r 的影响范围。

基于生境退化度，结合当地生境的自然属性，计算当地的生境质量得分，计算公式为

$$Q_{xj}=H_j\left(1-\frac{D_{xj}^{z}}{D_{xj}^{z}+k^{z}}\right) \tag{5}$$

式中：Q_{xj} 为生境 j 中栅格 x 的生境质量；H_j 为生境 j 的生境适宜度；z 值为模型默认参数，设置为 2.5[22]；k 值为半饱和常数，本研究根据 InVEST 模型手册[21]，采用默认值 0.05。

对研究区的实地调查表明，该区域存在的草场退化、生活垃圾污染等人为干扰，主要公路贯穿流域南北，道路沿线均为密集居民区，这些人造设施和人为干扰对当地生态环境造成了显著影响，故本文针对以上因素，选择耕地、城乡用地和公路为人造设施胁迫因子，选择裸地（包括沙地、河滩裸地等）作为人为干扰胁迫因子。InVEST 生境质量模块运行所需的参数，包括了各胁迫因子最大影响距离、权重、衰退类型、不同生境的质量得分及对各类胁迫因子敏感性。本研究参考了国内外学者以往在该地区及周边地区的研究[23−25]和 InVEST 模型手册[21]，对以上参数进行了设定（表 1、2）。

表 1　胁迫因子的最大影响距离和权重

Tab. 1　Maximum impact distance and weight of stress factors

胁迫因子 Stress factor	最大影响距离 Maximum distance of influence/km	权重 Weight	空间衰减类型 Spatial attenuation type
耕地 Cropland	2	0.2	线性 Linear
城乡用地 Urban and rural land use	8	1	指数 Exponential
裸地 Bareland	3	0.4	线性 Linear
主要公路 Main road	5	0.7	线性 Linear
次要公路 Minor road	3	0.4	线性 Linear

表 2　生境对各胁迫因子的敏感性

Tab. 2　Sensitivity of habitat to various stress factors

土地利用类型 Land use type	生境适宜度 Habitat suitability	胁迫因子Stress factor				
		耕地 Cropland	城乡用地 Urban and rural land use	裸地 Bareland	主要公路 Main road	次要公路 Minor road
耕地 Cropland	0.4	0.2	0.9	0.5	0.8	0.6
林地 Forest land	1.0	0.5	0.8	0.2	0.9	0.7
草地 Grassland	0.9	0.2	0.5	0.3	0.4	0.4
水域 Waters	1.0	0.4	0.6	0.5	0.6	0.4
裸地 Bareland	0.1	0.1	0.3	0.2	0.3	0.3
城乡用地 Urban and rural land use	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
沙地 Sand	0.1	0.1	0.3	0.2	0.3	0.3

（3）水土保持。InVEST 模型的水土保持模块（SDR）通过计算出潜在土壤侵蚀量与实际土壤侵蚀量差值，以此来判断经过管理、保护和修复措施后的水土保持量[15]。计算公式[21]为

$$U = RKLCP \tag{6}$$

$$R_{\mathrm{kl}} = RKL \tag{7}$$

$$S = R_{\mathrm{kl}} - U \tag{8}$$

式中：S 为土壤保持量；R_{kl} 为裸地的潜在土壤侵蚀量；U 为实际土壤侵蚀量；R 为降雨侵蚀因子；K 为土壤可蚀性因子；L 为坡长坡度因子；C 为植被覆盖和管理因子，可用 NDVI 指数测得；P 为土壤保持措施因子，根据当地实施的水土保持措施的效果确定。

（4）水源涵养。InVEST 模型的水源涵养模块能够计算出区域内每个空间单位的年产水量，计算公式[21]为

$$Y_i = \left(1 - \frac{A_i}{P_i}\right) P_i \tag{9}$$

式中：Y_i 为栅格 i 上的年产水量；P_i 为栅格 i 上的年降雨量，由围场县气象局提供的气象数据通过反距离权重插值法获取；A_i 为栅格 i 上的年蒸发量，与气象条件和土壤质地相关，本文采用包玉斌等[26]使用的年蒸发量计算公式，基于气象数据和土壤质地数据计算获得。

2.3.2 生态廊道提取

（1）生态源地识别。生态源地是能够提供重要生态系统服务的连续完整的区域，它是物种扩散的起点，也是生态功能发挥的核心[27]。以往研究常用面积、景观连通性指数、生态系统服务功能等指标筛选源地[28]。本文使用面积、景观连通性指数和关键区域 3 个指标，从生态系统服务功能综合水平前 30% 的斑块中进行筛选，最终将面积大于 2 km^2，或者景观连通性指数 > 4，或者位于源地间沟通的关键区域的斑块作为围场县小滦河流域的生态源地。景观连通性指数使用 Conefor 2.6 进行计算[29]。

（2）阻力面构建。构建阻力面是 MCR 模型的关键步骤，是研究物种需要克服阻力的情况下如何扩散的基础[5]。本文构建的阻力面对象为各项生态过程的生态流，不仅包括当地动、植物的扩散过程，还有产水、水土保持等生态系统服务的发生过程。本文参考以往文献及实地情况，选取土地利用类型、海拔、坡度、植被归一化指数、距道路的距离和距水体的距离 6 项指标作为阻力面的阻力因子，并使用层次分析法确定各因子的权重，在 ArcGIS 10.0 中使用栅格计算器将 6 项指标进行加权叠加，获得阻力面栅格图。

（3）生态廊道提取。将筛选出的生态源地的几何中心作为生态源点（在 ArcGIS 10.0 中基于源地面要素，使用要素转中心点工具得到源地面的几何中心），通过运行 MCR 模型，可以依次测算各源点到其他源点在阻力面上的最小成本路径，从而测算出流域内各源地间所有潜在生态廊道的位置[30]。MCR 模型的具体表达式[30]如下

$$R_{\mathrm{MC}} = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} \left(D_{ij} R_i\right) \tag{10}$$

式中：R_{MC} 为生态源地到区域内景观单元的最小累计阻力值，$f_{\min}$ 为最小累计阻力与生态过程的正相关函数，D_{ij} 为生态源地 j 到景观单元 i 之间的空间距离，R_i 为景观单元 i 对运动过程的阻力系数，m 为景观单元总数，n 为生态源地总数。

（4）生态廊道重要性评价。筛选出重要性高的廊道，既有利于提高区域整体保护和修复效率，又能减少成本，因此是制定生态保护修复政策的关键依据。本文使用重力模型，测算出各源地间的相互作用力值，构建不同源地间的相互作用矩阵，对测算出的生态廊道进行重要性评价[30−31]。并用自然间断点分级法对计算出的廊道重要性指标进行分类，以筛选出围场县小滦河流域的重要廊道。重力模型的公式为

$$G_{ij} = \frac{L_{\max}^2 \ln S_i \ln S_j}{L_{ij}^2 P_i P_j} \tag{11}$$

式中：G_{ij} 为生态源地 i、j 间的相互作用力；S_i 和 S_j 分别为生态源地 i、j 的面积；P_i 和 P_j 分别为生态源地 i、j 的阻力值；L_{ij} 为生态源地 i、j 间潜在生态廊道的累计阻力值；$L_{\max}$ 为全部潜在生态廊道中累计阻力值的最大值。

3 结果与分析

3.1 生态系统服务功能综合分区

利用 InVEST 模型，得到的 2020 年围场县小滦河流域碳固持、生境质量、水土保持和水源涵养 4 项生态系统服务功能的空间分布（图 2）。小滦河流域的碳固持功能空间分布格局呈现出中部低，南部高，北部有零星高值区域分布的特点（图 2a）。高值区域集中分布于南部山地区域及北部造林区域，低值区域分布于中部人口聚集区及河流沿岸。生境质量的空间分布格局城呈现出中部低，南北高的特点（图 2b）。中部人口聚集区及河流沿岸交通道路和耕地集中分布的区域，生境质量得分较低。水土保持

功能的空间分布格局呈现出南高北低的特点(图 2c)。南部山区的水土保持能力显著高于北部高原区。水源涵养功能的空间分布格局呈现出中部低，南北高，北部高于南部的特点(图 2d)。北部草原区沿河的部分高覆盖度的草地具有湿地的特点，涵养水源的功能较强。

在 ArcGIS 10.0 中，对 4 项生态系统服务功能空间分布数据进行归一化处理后，用栅格计算器进行等权叠加，得到小滦河流域生态系统服务功能综合评价空间分布图(图 3)。生态系统服务功能较低的区域集中分布于中部地区，该区域为农牧混合区，人口聚集区面积大，放牧、旅游等人为干扰较为频繁；生态系统服务功能较高的区域多分布于南部地区和北部区域，南部为山地林区，森林面积大，人为干扰较少，植被保存较好；北部存在大面积的人工造林区域和高覆盖度草地，生境质量和水源涵养功能强。

3.2　生态源地选取

从生态系统服务功能综合水平前 30% 斑块中，选择面积较大，景观连通性高，或位于区域安全格局重要位置的斑块[8]，最终筛选出 14 个斑块作为生态源地。生态源地的空间分布如图 4 所示。围场县小滦河流域生态源地总面积为 94.01 km^2，占流域总面积 5.76%。其中最大的源地面积为 25.11 km^2，分布于流域南部。从土地利用类型来看，生态源地内的

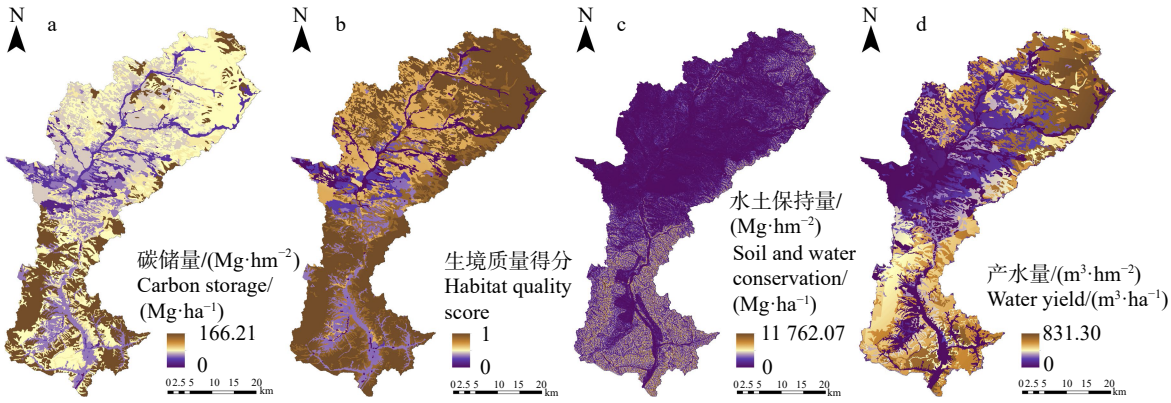


图 2　围场县小滦河流域重要生态系统服务功能空间分布

Fig. 2　Spatial distribution of important ecosystem services in Xiaoluanhe River Basin of Weichang County

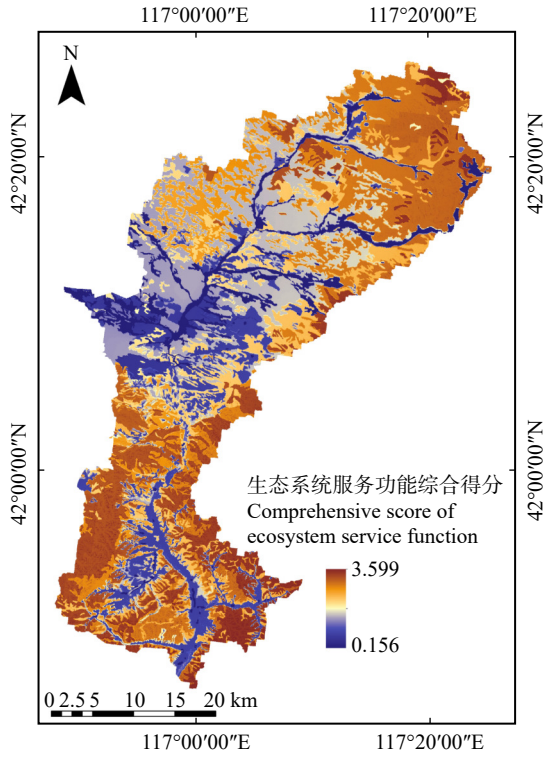


图 3　围场县小滦河流域生态系统服务功能综合评价

Fig. 3　Comprehensive evaluation of ecosystem service function in Xiaoluanhe River Basin of Weichang County

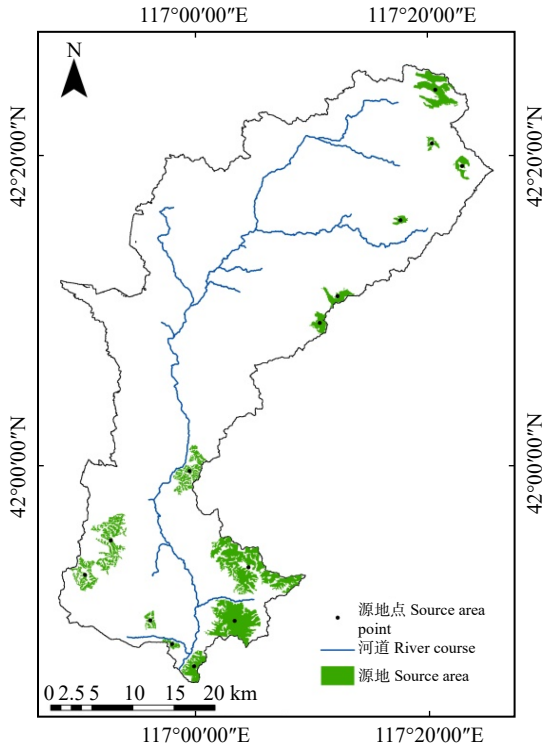


图 4　围场县小滦河流域生态源地

Fig. 4　Ecological source area in Xiaoluanhe River Basin of Weichang County

土地利用类型主要为林地。从地形来看，南部山地区的源地数量和大小均高于北部高原区。流域南部的生态源地数量多，面积大，景观连通性指数高。流域中部核心区域无生态源地分布，中部边缘位置的源地对于南北源地的沟通具有重要作用。北部的源地面积较小，分布较零散。总体上说，围场县小滦河流域的生态源地呈现出南多北少的空间分布格局。

3.3 阻力面构建

选取土地利用类型、海拔、坡度、植被归一化指数、距道路的距离和距水体的距离 6 项指标作为阻力面的阻力因子，并使用层次分析法确定各因子的权重[1]。各阻力因子的权重和阻力值如表 3 所示。

将 6 个阻力因子进行加权叠加，得到围场县小滦河流域的成本阻力面(图 5)。高阻力值主要集中分布于流域中部和南部的人口聚集区及道路沿线，高阻力值集中分布的区域内没有生态源地存在，且距最近的生态源地的距离较远；低阻力值的区域多被高阻力值区域分割包围，没有成片的大面积低阻力值区域。从整体来看，研究区域内阻力值分布不均匀，整体阻力较高，低阻力值区域的连通性较低，高阻力值区域以中部为核心向四周网状发散。

表 3 阻力因子权重及赋值

Tab. 3 Weight and value of resistance factors

阻力因子 Resistance factor	权重 Weight	因子分级 Factor classification	阻力值 Value of resistance
土地利用类型 Land use type	0.140 1	林地、水域 Forest land, waters	1
		灌丛、草地 Shrubland, grassland	2
		耕地、裸地 Cropland, bareland	3
		城乡用地、沙地 Urban and rural land use	4
海拔 Altitude	0.047 6	909 ~ 1 211 m	1
		1 211 ~ 1 378 m	2
		1 378 ~ 1 529 m	3
		1 529 ~ 1 935 m	4
坡度 Slope	0.077 0	≤ 6.4°	1
		6.4° ~ 13.6°	2
		13.6° ~ 22.7°	3
		> 22.7°	4
植被归一化指数 Normalized difference vegetation index	0.354 5	> 0.72	1
		0.56 ~ 0.72	2
		0.39 ~ 0.56	3
		≤ 0.39	4
距道路距离 Distance to road	0.269 8	> 800 m	1
		400 ~ 800 m	2
		200 ~ 400 m	3
		≤ 200 m	4
距水域距离 Distance to waters	0.110 9	≤ 100 m	1
		100 ~ 400 m	2
		400 ~ 800 m	3
		> 800 m	4

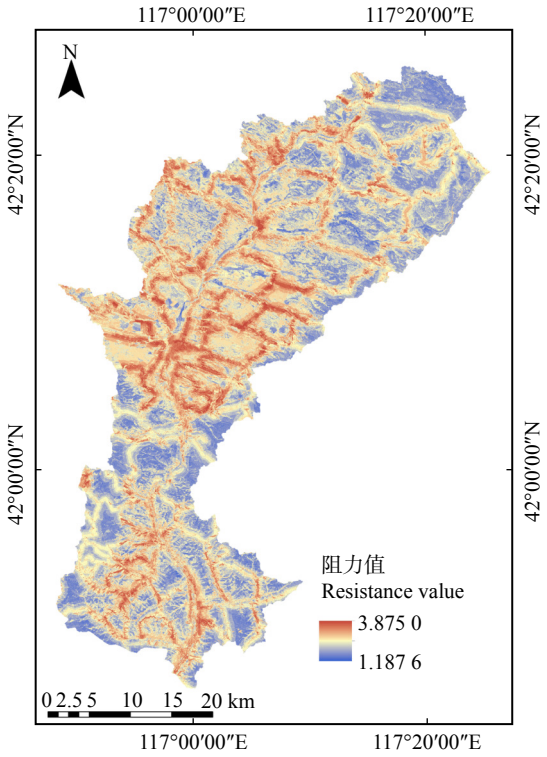


图 5 围场县小滦河流域阻力面

Fig. 5 Resistance surface in Xiaoluanhe River Basin of Weichang County

3.4 生态安全格局构建

本文借助 ArcGIS 10.0 平台，使用 MCR 模型测算出围场县小滦河流域的生态廊道，并利用重力模型，构建不同源地间的相互作用矩阵，对测算出的生态廊道进行重要性评价。重力模型的计算结果如表 4 所示。

利用自然间断点分级法将相互作用指数矩阵的结果值分级，把相互作用力大于 0.4 的生态廊道分为重要廊道，把相互作用指数大于 10 的生态廊道分为极重要廊道。围场县小滦河流域生态廊道构成的生态安全格局如图 6 所示。流域内潜在生态廊道共 34 条，其中极重要廊道 6 条，重要廊道 13 条。生态廊道空间分布整体呈现南多北少的特点，南北生态廊道网络由经过流域边缘的唯一的 1 条廊道相互连通，流域中部核心区域无生态廊道经过。流域极重要廊道分布于北部和中部边缘的关键连通区域，北部和中部的其它廊道都为重要廊道；南部的重要廊道有 9 条，构成比较复杂的生态廊道网络。

表 4　源地间相互作用指数计算结果

Tab. 4　Calculation results of interaction index between ecological sources

源地编号 Source area No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
2	39.08**													
3	18.38**	54.64**												
4	6.35*	10.25**	12.48**											
5	2.53*	2.72*	3.34*	6.91*										
6	1.71*	1.74*	2.14*	3.54*	48.44**									
7	0.67*	0.57*	0.67*	0.68*	1.05*	1.04*								
8	0.37	0.31	0.35	0.33	0.41*	0.37	0.89*							
9	0.36	0.29	0.34	0.31	0.39	0.35	0.80*	0.3						
10	0.33	0.27	0.31	0.28	0.33	0.29	0.44*	2.91*	0.23					
11	0.27	0.21	0.25	0.22	0.26	0.23	0.33	0.53*	0.73*	0.21				
12	0.35	0.28	0.32	0.29	0.34	0.3	0.48*	0.29	0.24	1.33*	0.21			
13	0.3	0.24	0.27	0.24	0.28	0.24	0.31	0.35	0.49*	0.23	1.30*	0.24		
14	0.28	0.23	0.26	0.23	0.26	0.22	0.27	0.23	0.29	0.28	0.34	0.37	0.23	

注: *代表重要廊道(相互作用力大于0.4), **代表极重要廊道(相互作用力大于10)。Notes: * represents important corridors (interaction force greater than 0.4), ** represents very important corridors (interaction force greater than 10).

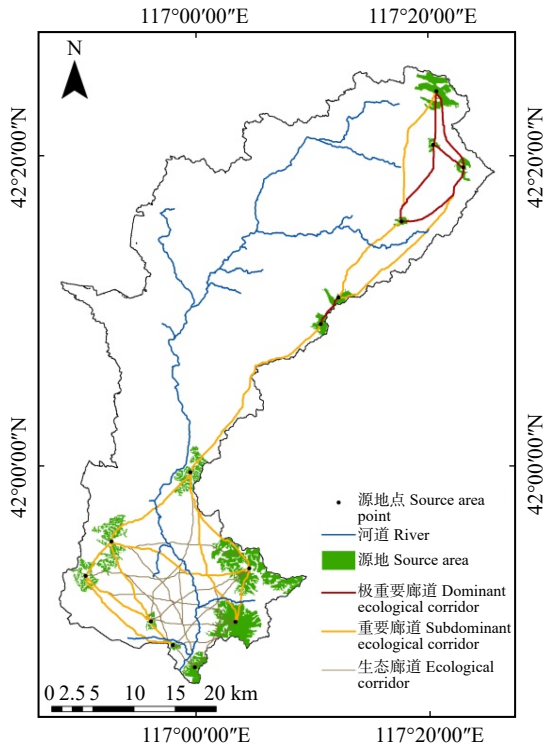


图 6　围场县小滦河流域生态安全格局

Fig. 6　Ecological security pattern in Xiaoluanhe River Basin of Weichang County

4　讨论与结论

4.1　讨　论

围场县小滦河流域位于蒙古高原和华北平原交界处，因而南北部分区域环境条件差异较大。从地形来看，南部为低山区，地势崎岖，平均海拔较低；北部为高原，地势平坦，海拔较高。从气候来看，南部山地的小气候较为丰富，山地的地形也给山区带来了较为丰富的降水，适合树木的生长；北部则较为干燥，树木生长受到一定的限制，导致北部植被类型以草本植物和耐旱灌丛为主。从人为干扰的角度来看，南部人口聚集区和交通线多集中于山谷地带，山地的林区生态保护措施较为完善；北部是典型的农牧混合区域，聚落分散，人为干扰面积较大。以上因素造成了围场县小滦河流域南部和北部生态系统服务功能的巨大差异。

围场县小滦河流域内筛选出 14 个生态源地，测算出 34 条生态廊道，包括 19 条重要生态廊道。其中，南部 3 个乡的源地面积较大，数量较多，分布密集，生态廊道网络复杂，源地间连通性强；北部源地少，廊道少但重要性高。这主要是由于南北区域的地形、土地利用方式和人为活动强度差异所导致。南部山区面积大，生态系统服务功能强，因此源地多。但南部中间的谷地集中分布人口聚集区和数条主要交通道路，靠近老窝铺乡的部分区域出现了沙化草场，同时小滦河从谷地流过，河流天然存在着分隔效应，综合因素给小滦河两岸的源地沟通造成了较大的阻力。北部塞罕坝区域的 4 个源地都分布于造林区域，廊道少，阻力分布较平均，源地间相互作用力强，因此北部 8 条生态廊道都极为重要。而围场县小滦河流域中沟通南北生态廊道网络的唯一廊道从流域东部边缘的山地经过，说明中部的人口聚集区给全流域源地间进行的各项生态过程造成了极大的阻碍。

本文的潜在廊道识别结果仅为理论值，未来有必要对潜在廊道的位置进行长期监测，做出更为准确的量化评价，在此仅依据多次实地考察所见进行

定性分析。从地形地貌角度看，小滦河流域中河流和主要公路贯穿南北，公路沿线土地开发相对集中，对河流和公路东西两侧区域的生态交流形成很大的阻力；又由于小滦河流域位于蒙古高原和华北平原过渡区，整个流域的海拔落差高达 1 026 m，南、北部植被、地形也有较大差异，因而南北方向上生态服务功能差异也较大。从人为干扰方面看，小滦河流域中部以御道口镇为中心的大面积区域受到放牧、旅游、农业等人类活动的影响较大，只有东部的低山区的小部分区域受到的干扰较少。小滦河流域南部南山嘴等几个乡的山区森林成片，有利于源地间的交流。小滦河流域北部毗邻塞罕坝林场，靠近林场区域森林覆盖度较高，但林场以南的人为干扰仍然较多，因此北部少有的 6 个源地间的通道十分重要。总体上看，通过模型测算结果与实地调查情况的对比分析，表明生态源地和潜在生态廊道计算结果可靠性较高，可作为为未来区域安全格局提升的依据。

实际上，沟通南北生态廊道网络的廊道可能不止流域东部边缘这一条，本文中 MCR 模型只计算了给定研究区域内的廊道。如果扩大研究区域来研究，可能会出现更多更有代表性的廊道[32]。从实地调查结果来看，研究区域小滦河流域东面紧邻围场县伊玛图河和伊逊河上游，也分布有较大面积的山地森林，小滦河流域西面是以草地和农地为主的多伦县，如果考虑小滦河流域邻近区域的土地利用情况，以御道口镇为中心的中部广大高阻力区阻碍了小滦河流域南北源地间的物种交流，而区域东部可能会出现更多的源地和生态廊道。这一点也在该区域更大尺度的相关研究中得到证实[8]。

河流及河岸带生态系统是水生动物和湿地植物物种交流的主要生态廊道，具有通道、分隔、源、汇、生境等多种生态功能[33]。因此，除了模型计算出的潜在生态廊道以外，小滦河河流本身也是该地区重要的自然廊道，其在流域安全格局中作用无法忽视、不可替代。本文研究结果表明，小滦河周边的生态流动阻力相对较大，各项生态功能较低，暗示了当前小滦河河流廊道对河流东、西部的分割效应比较明显，而沿河方向的通道功能相对较弱。虽然小滦河河道狭窄，水深较浅，但是小滦河的河道及其河岸带连接了流域南北部的生态源地群，是贯通南北的重要生态流动通道（图 6）。因此，加强小滦河水体及河岸带植被的保护与修复，改善其生态廊道的多种功能，对于提升小滦河流域整体的生态系统服务至关重要。

4.2 结 论

本文通过实地调查数据与遥感数据相结合的方式，测算了围场县小滦河流域的生态系统服务功能的空间格局，并构建了该区域的生态安全格局。小滦河流域南部南山嘴乡、西龙头乡和老窝铺乡的碳固持和水土保持功能显著高于北部塞罕坝及周边区域，而北部邻近塞罕坝林场区域的水源涵养功能则要强于南部区域，中部以御道口镇为中心的人口密度较高的农牧区和旅游区的 4 项生态系统服务功能都比较弱。本文识别了 14 个生态源地，总面积为 94.01 km^2，占流域总面积 5.76%，主要分布于南部和北部偏东区域；构建了潜在生态廊道 34 条，其中极重要廊道 6 条，重要廊道 13 条，北部廊道重要性高，南部形成了较复杂的生态廊道网络，南、北部源地间沟通受到的阻力较高。综上所述，围场县小滦河流域南部、中部和北部区域的生态系统服务功能具有较大差异，生态安全格局结论较为符合小滦河流域的真实情况，可为该区域未来的生态保护修复措施的制定提供理论依据。

由于小滦河流域南部、中部和北部面临的生态压力不同，因此需要因地制宜地制定相应的生态保护修复策略。南部需要继续维持当前的森林管理措施，建议采用植被生态护坡等技术恢复两岸退化山体，提升各项生态系统服务水平。小滦河主流及支流需要进行河道治理和河岸带植被修复，增强河流防洪排泄能力，促进河流及河两岸沿河生物的运动，并在河流局部地点设置高架桥式或涵洞式生态廊道，以加强河两岸的物种交流[34]。南部老窝铺乡和中部御道口镇交界处的水库周边还可以加入生态修复系统和生态驳岸设计，提升水库周边水源涵养和碳固持能力。中部需要进行以生态环境综合治理修复为核心的措施，比如控制牧区面积，对牧区内的沙化草地进行“沙障 + 植被封育保护”的措施，恢复草场水土保持和水源涵养能力，防止农业化肥过量施用对水体造成面源污染。在人口聚集区周边发展特色生态产业，比如以绿色有机农业为方向的生态农业和以坝上草原为特色的生态旅游产业等，兼顾生态效益和经济效益，增强当地居民对生态环境保护的原生内动力，促进当地经济发展绿色转型。北部则需要在维持塞罕坝植树造林工程的基础上，进行以提升水源涵养功能为主的生态保护修复措施，重点保护小滦河上游的湿地，培植优秀本地物种，引入合适的湿地物种，优化上游湿地群落结构配置，减少上游的聚落造成的面源污染，恢复上游湿地生态系统，保证现有源地间的连通性[10]。

参 考 文 献

[1] 于成龙, 刘丹, 冯锐, 等. 基于最小累积阻力模型的东北地区生态安全格局构建 [J]. 生态学报, 2021, 41(1): 290−301.

Yu C L, Liu D, Feng R, et al. Construction of ecological security pattern in Northeast China based on MCR model[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(1): 290−301.

[2] 李航鹤, 马腾辉, 王坤, 等. 基于最小累积阻力模型 (MCR) 和空间主成分分析法 (SPCA) 的沛县北部生态安全格局构建研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(8): 1036−1045.
Li H H, Ma T H, Wang K, et al. Construction of ecological security pattern in northern Peixian based on MCR and SPCA[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(8): 1036−1045.

[3] 王浩, 李文华, 李百炼, 等. 绿水青山的国家战略、生态技术及经济学 [M]. 南京: 凤凰科学技术出版社, 2019.
Wang H, Li W H, Li B L, et al. Lucid water and lush mountains: China's national strategy, eco-technology and economics[M]. Nanjing: Fenghuang Science and Technology Press, 2019.

[4] 王军, 钟莉娜. 生态系统服务理论与山水林田湖草生态保护修复的应用 [J]. 生态学报, 2019, 39(23): 8702−8708.
Wang J, Zhong L N. Application of ecosystem service theory for ecological protection and restoration of mountain-river-forest-field-lake-grassland[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(23): 8702−8708.

[5] 付凤杰, 刘珍环, 刘海. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别:以贺州市为例 [J]. 生态学报, 2021, 41(9): 3406−3414.
Fu F J, Liu Z H, Liu H. Identifying key areas of ecosystem restoration for territorial space based on ecological security pattern: A case study in Hezhou City[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(9): 3406−3414.

[6] 潘竟虎, 刘晓. 基于空间主成分和最小累积阻力模型的内陆河景观生态安全评价与格局优化:以张掖市甘州区为例 [J]. 应用生态学报, 2015, 26(10): 3126−3136.
Pan J H, Liu X. Assessment of landscape ecological security and optimization of landscape pattern based on spatial principal component analysis and resistance model in arid inland area: a case study of Ganzhou District, Zhangye City, Northwest China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(10): 3126 -−3136.

[7] 王晓玉, 冯喆, 吴克宁, 等. 基于生态安全格局的山水林田湖草生态保护与修复 [J]. 生态学报, 2019, 39(23): 8725−8732.
Wang X Y, Feng Z, Wu K N, et al. Ecological conservation and restoration of life community theory based on the construction of ecological security pattern[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(23): 8725−8732.

[8] 刘双嘉, 张贵军, 张蓬涛, 等. 基于生态系统服务的京津冀地区生态安全格局构建研究 [J]. 林业与生态科学, 2021, 36(2): 144−153.
Liu S J, Zhang G J, Zhang P T, et al. Construction of ecological security pattern in Beijing-Tianjin-Hebei Region based on ecosystem services[J]. Foresty and Ecological Sciences, 2021, 36(2): 144−153.

[9] Adriaensen F, Chardon J P, Blust G, et al. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model[J]. Landscape & Urban Planning, 2003, 64(4): 233−247.

[10] 张笑千, 王波, 王夏晖. 基于"山水林田湖草"系统治理理念的牧区生态保护与修复:以御道口牧场管理区为例 [J]. 环境保护, 2018, 46(8): 56−59.
Zhang X Q, Wang B, Wang X H. The realizing route of ecological safety in pastoral areas based on mountains, rivers, forest, farmland, lakes, and grassland systemic treatment: Take Yudaokou pasture as an example[J]. Environmental Protection, 2018, 46(8): 56−59.

[11] He C Y, Zhang D, Huang Q X, et al. Assessing the potential impacts of urban expansion on regional carbon storage by linking the LUSD-urban and InVEST models[J]. Environmental Modelling and Software, 2016, 75: 44−58.

[12] 马良, 金陶陶, 文一惠, 等. InVEST 模型研究进展 [J]. 生态经济, 2015, 31(10): 126−131, 179.
Ma L, Jin T T, Wen Y H, et al. The research progress of InVEST model[J]. Ecological Economy, 2015, 31(10): 126−131, 179.

[13] Costanza R, de Groot R, Sutton P, et al. Changes in the global value of ecosystem services[J]. Global Environmental Change, 2014, 26: 152−158.

[14] 荣月静, 张慧, 赵显富. 基于 InVEST 模型近 10 年太湖流域土地利用变化下碳储量功能 [J]. 江苏农业科学, 2016, 44(6): 447−451.
Rong Y J, Zhang H, Zhao X F. Carbon storage function under land use change in Taihu Lake Basin in recent 10 years based on InVEST model[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2016, 44(6): 447−451.

[15] 方精云, 刘国华, 徐嵩龄. 我国森林植被的生物量和净生产量 [J]. 生态学报, 1996, 16(5): 497−508.
Fang J Y, Liu G H, Xu S L. Biomass and net production of forest vegetation in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 1996, 16(5): 497−508.

[16] 王欢, 牛树奎, 绍潇, 等. 森林生态系统内灌草植被生物量估测方法的研究 [J]. 草业学报, 2014, 23(3): 20−29.
Wang H, Niu S K, Zhao X, et al. Study on estimation methods of shrub vegetation biomass in forest ecosystem[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2014, 23(3): 20−29.

[17] 胡会峰, 王志恒, 刘国华, 等. 中国主要灌丛植被碳储量 [J]. 植物生态学报, 2006, 30(4): 539−544.
Hu H F, Wang Z H, Liu G H, et al. Vegetation carbon storage of major shrublands in China[J]. Journal of Plant Ecology, 2006, 30(4): 539−544.

[18] 靳伟, 倪天珍, 杨婷婷. 四川省草地生态系统碳储量估算 [J]. 四川林业科技, 2014, 35(5): 8−12.
Jin W, Ni T Z, Yang T T. Estimation of carbon storage in the grassland ecosystem in Sichuan[J]. Journal of Sichuan Forestry Science and Technology, 2014, 35(5): 8−12.

[19] 朴世龙, 方精云, 贺金生, 等. 中国草地植被生物量及其空间分布格局 [J]. 植物生态学报, 2004, 28(4): 491−498.
Piao S L, Fang J Y, He J S, et al. Spatial distribution of grassland biomass in China[J]. Acta Phytoecologica Sinica, 2004, 28(4): 491−498.

[20] 林一诚, 郑景明, 周怡宁,等. 基于 InVEST 模型的围场县小滦河流域碳储量空间分布及热点区域分析 [J]. 生态学杂志, 2023, 42(10): 2536−2544.
Lin Y C, Zheng J M, Zhou Y N, et al. Spatial distribution of carbon storage and hot spots in Xiaoluan River Basin in Weichang County based on InVEST model[J]. Chinese Journal of Ecology, 2023, 42(10): 2536−2544.

[21] Natural Capital Project. InVEST 3.12.1. User's Guide [EB/OL]. 2022[2023−01−10]. https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html.

[22] 钟莉娜, 王军. 基于 InVEST 模型评估土地整治对生境质量的影响 [J]. 农业工程学报, 2017, 33(1): 250−255.
Zhong L N, Wang J. Evaluation on effect of land consolidation on habitat quality based on InVEST model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33(1): 250−255.

[23] 吴健生, 曹祺文, 石淑芹, 等. 基于土地利用变化的京津冀生境质量时空演变 [J]. 应用生态学报, 2015, 26(11): 3457−3466.
Wu J S, Cao Q W, Shi S Q, et al. Spatio-temporal variability of habitat quality in Beijing-Tianjin-Hebei Area based on land use change[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(11): 3457−3466.

[24] 邓越, 蒋卫国, 王文杰, 等. 城市扩张导致京津冀区域生境质量下降 [J]. 生态学报, 2018, 38(12): 4516−4525.
Deng Y, Jiang W G, Wang W J, et al. Urban expansion led to the degradation of habitat quality in the Beijing-Tianjin-Hebei Area[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(12): 4516−4525.

[25] 王惠, 许月卿, 刘超, 等. 基于地理加权回归的生境质量对土地利用变化的响应：以河北省张家口市为例 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 2019, 55(3): 509−518.
Wang H, Xu Y Q, Liu C, et al. Response of habitat quality to land use change based on geographical weighted regression: a case study of Zhangjiakou City, Hebei Province[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2019, 55(3): 509−518.

[26] 包玉斌, 李婷, 柳辉, 等. 基于 InVEST 模型的陕北黄土高原水源涵养功能时空变化 [J]. 地理研究, 2016, 35(4): 664−676.
Bao Y B, Li T, Liu H, et al. Temporal and spatial changes of water conservation function in the Loess Plateau of northern Shaanxi Province based on InVEST model[J]. Geographical Research, 2016, 35(4): 664−676.

[27] 吴茂全, 胡蒙蒙, 汪涛, 等. 基于生态安全格局与多尺度景观连通性的城市生态源地识别 [J]. 生态学报, 2019, 39(13): 4720−4731.
Wu M Q, Hu M M, Wang T, et al. Recognition of urban ecological source area based on ecological security pattern and multi-scale landscape connectivity[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(13): 4720−4731.

[28] 李国煜, 林丽群, 伍世代, 等. 生态源地识别与生态安全格局构建研究：以福建省福清市为例 [J]. 地域研究与开发, 2018, 37(3): 120−125.
Li G Y, Lin L Q, Wu S D, et al. Research on identification of ecological source and construction of ecological security pattern: a case study of Fuqing City, Fujian Province[J]. Areal Research and Development, 2018, 37(3): 120−125.

[29] Santiago S, Josep T. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity[J]. Environmental Modelling & Software, 2009, 24(1): 135−139.

[30] 杨志广, 蒋志云, 郭程轩, 等. 基于形态空间格局分析和最小累积阻力模型的广州市生态网络构建 [J]. 应用生态学报, 2018, 29(10): 3367−3376.
Yang Z G, Jiang Z Y, Guo C X, et al. Construction of ecological network using morphological spatial pattern analysis and minimal cumulative resistance models in Guangzhou City, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(10): 3367−3376.

[31] 黄木易, 岳文泽, 冯少茹, 等. 基于 MCR 模型的大别山核心区生态安全格局异质性及优化 [J]. 自然资源学报, 2019, 34(4): 771−784.
Huang M Y, Yue W Z, Feng S R, et al. Heterogeneity and optimization of ecological security pattern in the core area of Dabie Mountain based on MCR model[J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(4): 771−784.

[32] Dong J Q, Peng J, Xu Z H, et al. Integrating regional and interregional approaches to identify ecological security patterns[J]. Landscape Ecology, 2021, 36: 2151−2164.

[33] 朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度 [J]. 生态学报, 2005, 25(9): 2406−2412.
Zhu Q, Yu K J, Li D H. The width of ecological corridor in landscape planning[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(9): 2406−2412.

[34] 王薇, 李传奇. 河流廊道与生态修复 [J]. 水利水电技术, 2003, 34(9): 56−58.
Wang W, Li C Q. River corridor and ecological restoration[J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2003, 34(9): 56−58.

（责任编辑 范 娟 李雅文
责任编委 马克明）