

DOI: 10.20103/j.stxb.202211213360

邹珮雯, 徐昉. 生态安全格局构建及景观生态风险预测——以赛罕乌拉国家级自然保护区为例. 生态学报, 2023, 43(23): 9981-9993.

Zou P W, Xu F. Ecological security pattern construction and landscape ecological risk prediction: A case study of Saihanwula National Nature Reserve. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(23): 9981-9993.

生态安全格局构建及景观生态风险预测 ——以赛罕乌拉国家级自然保护区为例

邹珮雯, 徐 昉 *

北京林业大学 园林学院, 北京 100083

摘要:自然保护区生态风险评价与预测对区域自然资源保护及规划管理具有重要意义。研究以赛罕乌拉国家级自然保护区为例, 利用 2000、2010、2020 年三期土地利用数据, 基于景观生态风险指数(ERI)评价研究区景观生态风险, 结合最小累积阻力模型(MCR)构建生态安全格局, 并借助斑块生成土地利用变化模拟模型(PLUS)模拟 2030—2050 年土地利用及景观生态风险演变状况, 对研究区的风险管控与格局优化提出相应策略与措施。结果表明: (1) 研究区景观生态风险呈北低南高的空间分布特征, 以较低风险区为主, 2000—2020 年景观生态风险整体呈先下降后上升趋势; (2) 重要生态功能“点”——56 处生态源地、49 个生态节点, “轴”——144 条生态廊道, “面”——生态保育区、生态过渡区、合理利用区等 3 个生态功能区, 共同构成了研究区的生态安全格局; (3) 2030—2050 年研究区主要以较低风险区为主, 呈现北低南高的空间分布特征。从时空演变上看, 2020—2050 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险呈下降趋势。研究成果可为自然保护区生态保护与治理提供决策参考。

关键词:景观生态风险指数; 最小累积阻力模型; PLUS 模型; 生态安全格局; 自然保护区

Ecological security pattern construction and landscape ecological risk prediction: A case study of Saihanwula National Nature Reserve

ZOU Peiwen, XU Fang *

School of Landscape Architecture, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

Abstract: Ecological risk assessment and prediction of nature reserve is of great significance to regional natural resources protection and planning management. Taking Saihanwula National Nature Reserve as an example, based on the land use data in 2000, 2010 and 2020, we evaluated the landscape ecological risk of the study area based on the ecological risk index (ERI). Ecological security pattern was constructed by combining minimal cumulative resistance (MCR) model. In addition, the patch-generating land use simulation (PLUS) model was used to simulate the evolution of land use and landscape ecological risk from 2030 to 2050, and corresponding strategies and measures were proposed for risk management and pattern optimization in the study area. The results showed that: (1) the spatial distribution of landscape ecological risk in the study area was low in the north and high in the south, and the low risk areas accounted for a higher proportion. From 2000 to 2020, the overall landscape ecological risk decreased firstly and then increased; (2) important ecological function “points”——56 ecological sources, 49 ecological nodes, “axis”——144 ecological corridors, “surface”——three ecological function areas including ecological conservation area, ecological transition area, rational utilization area, together constituted the ecological security pattern of the study area; (3) From 2030 to 2050, the study area will mainly be low risk area, showing the spatial distribution characteristics of low in the north and high in the south. From the perspective of

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项 (BLX201942)

收稿日期: 2022-11-21; 网络出版日期: 2023-08-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: fangxu2019@bjfu.edu.cn

temporal and spatial evolution, the landscape ecological risk of Saihanwula National Nature Reserve shows a decreasing trend from 2020 to 2050. The research results can provide reference for decision-making of ecological protection and management of nature reserves.

Key Words: landscape ecological risk index; Minimum Cumulative Resistance Model; PLUS Model; ecological security patterns; nature reserves

自然保护区在涵养水源、保持水土、改善环境和保持生态平衡等方面发挥重要作用,同时自然保护区生态系统结构与功能的稳定性对维护区域生态安全、提高区域生态服务水平具有显著作用^[1-2]。随着人类活动不断加剧,全球气候变化问题日益凸显,结合自然保护区自身的敏感性与脆弱性,自然保护区面临着自然资源保护和开发协调统一的问题。人类活动在一定范围和程度上影响着景观格局和生态过程的变化,通过构建景观生态风险评价模型,分析景观生态风险时空特征,能够直观地表达出人类活动因素所产生的风险影响。构建区域生态安全格局是提高自然保护区生态安全的重要策略与关键环节,并对于生态文明建设以及进行山水林田湖草生态保护修复有重要意义。

景观生态风险评价反映了在自然环境和人类活动的共同作用下,景观格局与生态过程间的相互作用导致的负面后果^[3]。20 世纪 80 年代,美国学者最先将景观生态学与区域生态风险评价融合,将景观作为评价对象,评估自然环境与人类活动对生态系统产生危害的风险程度^[4]。20 世纪 90 年代以来,在景观生态学与计量地理学交叉融合下,国内外学者针对景观格局与区域生态安全等研究方向,对景观生态风险展开了有效探索^[5]。评价对象一般以生态脆弱敏感区及人类高强度活动区为主,探讨湿地^[6]、流域^[7]、矿区^[8]、城市群^[9]等景观格局变化的影响,评价单元包括行政区^[10]、小流域^[11]、风险小区^[12]等,评价方法有景观格局指数法^[13]、熵值法^[14]、暴露-响应法^[15]等。

为了加强区域风险管控与优化景观资源配置,需要对景观生态风险时空变化进行模拟预测^[16]。以往研究中通常以通常以元胞自动机—马尔可夫模型(CA-Markov)、小尺度土地利用变化及效应模型(CLUE-S)和未来土地利用模拟模型(FLUS)等模拟未来土地利用。早期研究中,CA-Markov 模型最为常见,借助 Markov 分析土地利用栅格单元的初始状态、领域影响及转化规则模拟用地空间布局,但由于驱动因素影响不明确,模型模拟精度不足^[17]。此后,Verburg 提出了基于逻辑回归(logistic regression)算法的 CLUE-S 模型,分析了驱动因素与土地利用空间变化的影响关系,有效提升模型预测精确度^[18]。但由于 CLUE-S 模型缺少对不同地类间竞争关系和与相互影响的考虑,Liu 等提出 FLUS 模型通过引入“自上而下”理念的系统动力学模型完善其与 CA 模型的相互反馈与相互作用,提高模型准确度^[19]。Liang 等指出 CLUE-S 与 FLUS 模型未能准确用特定公式将土地利用变化与驱动因子的相互关系表达出来,因此提出了基于随机森林算法的 PLUS 模型^[20]。斑块生成土地利用变化模拟模型(PLUS)结合了土地扩张分析策略(LEAS)和基于多类型随机斑块种子的 CA 模型(CARS)。相比于其他模型,PLUS 模型能更好地利用随机森林算法表达驱动因素与土地利用变化的相互关系,在发展概率的约束下自动模拟斑块生成,尤其是水域等自然景观用地类型的斑块级变化^[21]。

生态安全格局是以景观格局与过程的相互作用为基础,在诸多生态要素的干扰下,判定出需要进行生态保护、提高生物多样性、增益景观功能作用的区域,构建区域生态安全格局是提升生态系统质量和稳定性及区域生态安全的重要手段^[22]。自俞孔坚等认为景观存在潜在的空间格局^[23]、马克明等提出区域生态安全格局的概念^[24]、黎晓亚等提出区域生态安全格局设计原则与方法后^[25],我国的生态安全格局研究从单一物种保护目标向生物多样性保护、气候调节等多目标发展,研究尺度趋向多元化,同时对生态安全格局的识别及构建的研究逐渐成为研究热点^[26];近年来,生态安全格局已形成“源地-廊道-节点”的研究范式^[27],并发展了以电路模型、最小累积阻力模型为主的研究方法^[28]。电路模型尽管能够通过电流密度描述生物多路径扩散的概率,但却缺少对物种在长期迁移下选择最佳迁移路径的分析^[26]。而最小累积阻力模型则较完善地体现景

观格局变化与生态过程演化的交互作用,从而选择基于阻力面的最优路径^[26]。同时,生态安全格局的研究对象也不断丰富,一般以流域单元^[29]、城市市域^[30]、经济快速发展地区^[31]为主。

景观生态风险评价和生态安全格局构建已有研究取得了丰富的成果,但仍有以下三方面问题需要进一步探究:一是对自然保护区景观生态风险和生态安全格局构建的研究不足,自然保护区是生物多样性保护的重要区域,亟需针对自然保护区开展景观生态风险和生态安全格局相关研究,以对生态功能用地开展保护措施。二是大多数研究从生态敏感性出发构建生态安全格局,而将景观生态风险与生态安全格局耦合的研究较少。三是在景观生态风险的研究中,综合考虑土地利用发展模式及人类活动对景观生态风险的影响的研究并不多,PLUS 模型是近年来提出的预测自然用地发展的优势模型,与其他模型相比预测准确性更高。

赛罕乌拉国家级自然保护区是我国典型综合性森林生态系统自然保护区,生物多样性高,具有很高的自然保护价值,对维持区域生态环境稳定十分重要,同时,赛罕乌拉国家级自然保护区属于生态脆弱区,近年来受自然和人为因素等各方面的干扰,土地利用动态格局发生较大变化^[32]。基于此,研究选取赛罕乌拉国家级自然保护区,基于景观格局构建景观生态风险评价模型,结合景观生态风险指数和最小累积阻力模型构建生态安全格局,并采用 PLUS 模型对未来景观生态风险进行预测,提出保护策略与风险管控措施。

1 研究区概况

研究区赛罕乌拉国家级自然保护区位于内蒙古自治区赤峰市巴林右旗北部($43^{\circ}59'—44^{\circ}27'N$, $118^{\circ}18'—118^{\circ}55'E$, 图 1),东接赤峰市巴林左旗,西与赤峰市林西县相连,南与巴林右旗岗根苏木相接,北依内蒙古锡林郭勒盟,总面积 1004.62km^2 。隶属大兴安岭山脉南端阿尔山支脉中山山地,山体呈东北-西南走向,平均海拔高度在 1000m 以上。该区属中温带半湿润温寒气候区,地表淡水资源丰富,由于其独特的地理环境和自然条件,形成了特有的植物群落,是全国为数不多的以保护森林、草原、湿地等生态系统、物种多样以及西部辽河源头的重要水源涵养地为主的山地综合自然保护区^[33],与此同时,各种生物间、生物与自然环境间相互依赖的紧密性与敏感性使其生态系统相对脆弱^[34]。从自然保护区功能区划上看,研究区包含了 3 个核心保护区、3 个一般控制区(图 2),主要经济来源是农业、少量牧业、林副产业、旅游业和一般控制区的商品林经营^[35]。

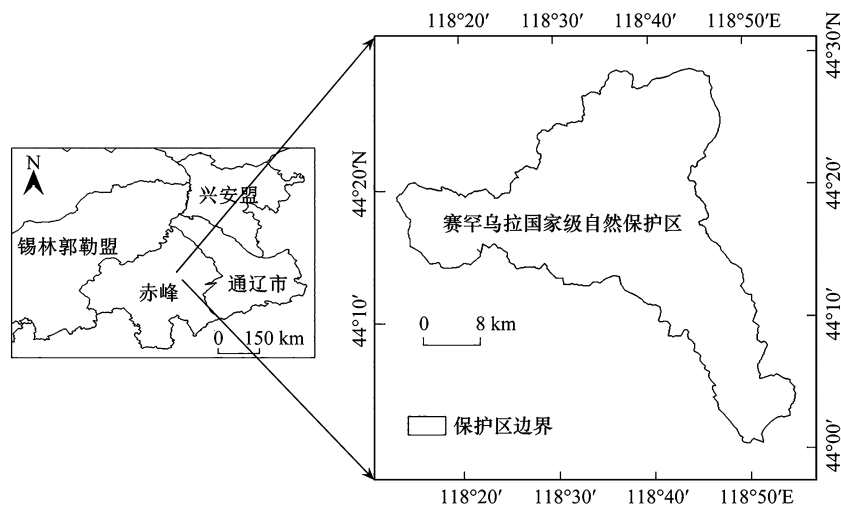


图 1 赛罕乌拉国家级自然保护区地理位置

Fig.1 Geographical location of Saihanwula National Nature Reserve

2 研究方法

2.1 数据来源

研究区边界来自赛罕乌拉国家级自然保护区管理局。土地利用现状数据来源于全球 30m 地表覆盖

(GlobeLand30)数据集,空间分辨率为30m。根据《土地利用现状分类》(GB/T21010—2017)并结合研究区土地利用特点,将研究区土地利用分为草地、耕地、林地、建设用地、水域、未利用地等6种类型。数字高程模型(DEM)数据(30m×30m)来自地理空间数据云。归一化植被指数(NDVI)指数来自MODIS产品数据,空间和时间分辨率分别为250m和16天,选取2020年5月至9月的遥感影像。道路数据源于全国地理信息资源目录服务系统。河流等水系数据来自国家基础地理信息中心。

2.2 数据分析

2.2.1 景观生态风险评价体系构建

根据区域异质性划分2km×2km风险小区,共分为331个研究区,利用Fragstast 4.2逐一计算各风险小区的景观生态风险指数,以此作为各小区中心点的景观生态风险值,再利用Kriging插值方法得到研究区景观生态风险空间分布情况。基于自然保护区的景观类型,选取景观损失度、干扰度、脆弱度构建景观生态风险指数。

景观生态风险指数计算公式为^[36]:

$$ERI_k = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} \times R_i \quad (1)$$

式中, ERI_k 是第 k 个风险小区的景观生态风险指数; A_{ki} 是第 k 个风险小区里第 i 类景观的面积; A_k 是第 k 个风险小区的总面积; R_i 是第 i 类景观的生态损失指数。

$$R_i = E_i \times V_i \quad [36] \quad (2)$$

$$E_i = aC_i + bN_i + cF_i \quad (3)$$

式中, R_i 是第 i 类景观的生态损失指数, E_i 是 i 类景观的干扰指数, V_i 是脆弱度指数,借鉴相关研究,对各类景观类型的脆弱度赋值如下:建设用地为1,林地为2,草地为3,耕地为4,湿地和水域为5,未利用地为6^[37]。对赋值进行归一化处理,得到各种景观类型的脆弱度分别为0.0227、0.0454、0.0682、0.0909、0.1136^[38]。 E_i 是景观干扰指数, C_i 是景观破碎度, N_i 是景观分离度, F_i 是景观分维数, a 、 b 、 c 分别为破碎度、分离度和分维数的权重($a + b + c = 1$),根据相关研究,结合研究区的实际状况,分别赋值为0.5、0.3和0.2^[39]。

2.2.2 最小累积阻力模型(MCR)模型

MCR模型是生态安全格局构建的常用方法。该模型基于KNAAPEN等^[40]建立的费用距离,其原理是生物物种、物质能量在景观组分与要素不同的空间中迁徙时,所需克服的景观阻力不同,景观功能越完善,阻力越小^[8]。该模型计算这一生态过程所需克服的阻力,反映生物迁徙跨越不同景观基面的运动趋势。公式如下^[8]:

$$MCR = f \times \min \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (4)$$

式中, MCR 是从源 j 扩散到空间某点的最小累积阻力; f 是反映 MCR 与变量 $(D_{ij} \times R_i)$ 之间正比关系的函数; D_{ij} 是目标单元从源 j 扩散到空间某点穿过景观 i 的距离; R_i 是景观表面对景观流向某个方向扩散的阻力。

研究基于景观生态风险评价结果并结合赛罕乌拉国家级自然保护区生态环境状况,从景观生态、地形地貌、距离因子3个方面,分别选取景观生态风险指数、植被覆盖度、高程、坡度、与道路距离、与水系距离等6个

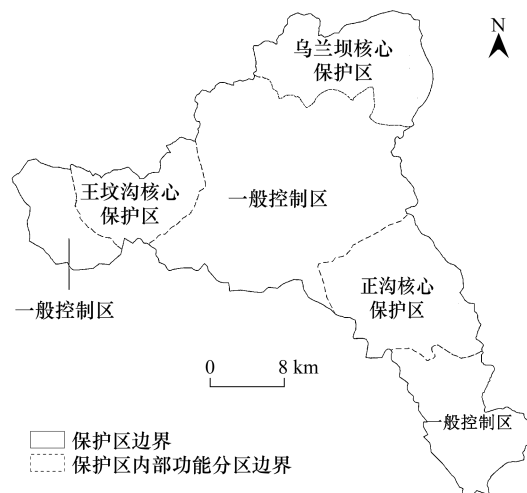


图2 赛罕乌拉国家级自然保护区功能分区

Fig.2 Function divisions of Saihanwula National Nature Reserve

阻力因子。根据相关文献资料^[41],结合研究区情况,利用层次分析法确定各因子权重。各因子阻力值及权重见表 1。

表 1 赛罕乌拉国家级自然保护区阻力因子权重

Table 1 Resistance factor weights for Saihanwula National Nature Reserve

类型 Types	阻力因子 Resistant factors	等级/阻力值 Grade/Resistant Value	权重 Weight
景观生态 Landscape ecological	景观生态风险指数	低风险/1; 较低风险/2; 中风险/3; 较高风险/4; 高风险/5	0.2313
	植被覆盖度	(0.4—0.5]/1; (0.3—0.4]/2; (0.2—0.3]/3; (0.1—0.2]/4; (0—0.1]/5	0.1411
地形坡度 Terrainslope	高程/m	(800—1000]/1; (1000—1200]/2; (1200—1400]/3; (1400—1600]/4; (1600—+∞]/5	0.1901
	坡度/(°)	(0—5]/1; (5—10]/2; (10—15]/3; (15—25]/4; (25—51.70]/5	0.1713
距离因子 Distance factor	与道路距离/m	(3200—+∞]/1; (2400—3200]/2; (1600—2400]/3; (800—1600]/4; (0—800]/5	0.1307
	与水域距离/m	(3200—+∞]/1; (2400—3200]/2; (1600—2400]/3; (800—1600]/4; (0—800]/5	0.1355

2.2.3 PLUS 模型

PLUS 模型基于现有的 CA 规则,提出了一种新的转化策略,通过提取两期土地利用变化间各类用地扩张的部分,从增加部分中采样,采用随机森林算法逐一对各类土地利用扩张和驱动力的因素进行挖掘,从而获取各类用地的发展概率及驱动因素对该时段各类用地扩张的贡献^[42—43]。PLUS 模型深入探讨了引起土地利用发生变化的驱动因素,尤其是水域、草地等自然景观的用地类型的斑块级变化^[44]。CLUE-S 模型对于小尺度城市区域以及 FLUS 模型对城市用地得适用性更高,对于自然景观用地模拟则略有缺陷,PLUS 模型突破了 CLUE-S 模型与 FLUS 模型的局限性,可以更好地对自然景观类型用地则挖掘转化规则与模拟景观动态。研究选用 PLUS 模型对于赛罕乌拉国家级自然保护区的土地利用发展及景观生态风险进行模拟预测。

研究首先根据赛罕乌拉国家级自然保护区实际情况及数据的可获取性,从自然因素、社会经济因素和可达性 3 个方面选取年均降水、年均气温、高程、坡度、公里网格国内生产总值(GDP)、人口密度、距道路距离、距城镇距离、距水系距离等 8 个影响因子,栅格化后统一成与土地利用数据相同的投影坐标系及空间分辨率。其次,采用用地扩张分析策略(LEAS)挖掘转化规则,得到 6 类用地发展概率。最后,利用 Markov 模型对未来土地利用类型进行需求预测,得到各用地的目标像元数,结合土地利用转移矩阵,确定转移成本矩阵(表 2),并设置领域权重参数与随机斑块种子的概率。其中,领域权重参数代表该地类向其他地类扩张的强度^[45],将耕地、林地、草地、水域、建设用地、未利用地邻域权重参数设定为 1、0.57、0、0.56、0.63、0.55;随机斑块种子生成的概率代表各地类产生新斑块的难易程度^[46],设定为 0.01。结合各类用地的目标像元数、转移成本矩阵、随机斑块种子生成的概率及邻域权重等相关参数,基于多类随机斑块种子的 CA 模型对保护区土地利用变化进行模拟预测。选择 Kappa 系数和 FOM 系数进行模拟结果的精度评估,其中 Kappa 系数为 0.79, FOM 系数为 0.91,表示模拟结果一致性较高,精度较高。

3 结果与分析

3.1 景观生态风险时空演变分析

利用自然断点法将区域景观生态风险分为五级,即低风险[0.025—0.059)、较低风险[0.059—0.075)、中风险[0.075—0.095)、较高风险[0.095—0.119)、高风险[0.119—0.155),得到赛罕乌拉国家级自然保护区 2000、2010、2020 年景观生态安全风险空间分布图(图 3)。

表 2 土地利用转换成本矩阵

Table 2 Land use conversion cost matrix

类型 Types	耕地 Farmland	林地 Woodland	草地 Grassland	水体 Water	建设用地 Construction Land	未利用地 Unexploited land
耕地 Farmland	1	1	1	0	1	1
林地 Woodland	0	1	1	0	0	0
草地 Grassland	1	1	1	0	1	1
水体 Water	0	0	1	1	0	0
建设用 Construction Land	1	0	1	0	1	0
未利用地 Unexploited Land	0	0	1	0	0	1

1:用地类型发生转换 0:用地类型没有发生转换

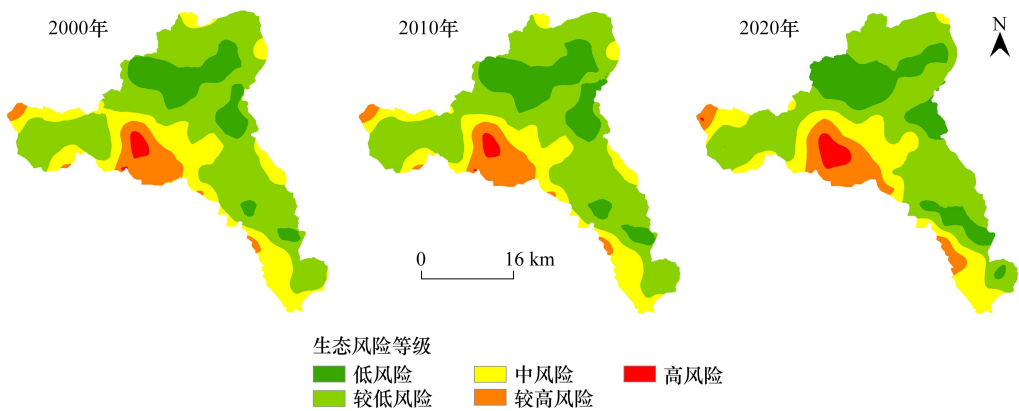


图 3 2000、2010、2020 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险空间分布图

Fig.3 Spatial Distribution of Landscape Ecological Risks in the Saihanwula National Nature Reserve in 2000, 2010 and 2020

整体而言,2000—2020 年保护区景观生态风险呈现北低南高,较低及低风险区占总体面积的 70%以上,主要分布于北部。较低景观生态风险区分布面积最大,南部景观生态风险高于北部。中风险、较高风险及高风险区主要分布于研究区的南部地区,此区域的土地利用类型主要为耕地及未利用地,在功能分区中属于一般控制区。较低风险及低风险区主要为草地、林地。从时空变化上来看,2000—2020 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险整体呈先下降后上升趋势。

3.1.1 景观生态风险时间变化

2000—2010 年保护区景观生态风险降低,这一阶段耕地减少,林地增加,水域增加。低风险区及较低风险区面积增加 52.28km²,中风险区面积减少 58.99km²,较高风险区及高风险区面积增加 5.25km²。这是由于 2007 年赤峰市政府展开“生态立旗”生态保护战略措施,对赛罕乌拉国家级自然保护区等重点保护区实施退耕还林及生态建设,研究区内林草生态系统得到保护,景观结构稳定,区域内过渡地带生态稳定性加强。

2010—2020 年,保护区景观生态风险升高,各风险区变化较大,低风险及较低风险区面积减少 47.85km²,中风险区增加 20.39km²,较高风险区及高风险区增加 28.13km²,这一阶段耕地面积增加,草地减少,耕地的扩张导致周围景观破碎化程度较高,景观动态变化较大,导致景观风险程度进一步升高。虽然保护区制定了较完善的政策,但政府短期行为严重,缺乏对可持续发展的认识与决心,生态保护工作不够到位,2010—2020 年几乎未出台新的保护政策。

2000—2020 年,较高风险区域及高风险区面积呈扩张趋势,面积共增加 33.38km²,主要分布域保护区南部的一般控制区,说明此区域人为干扰程度增加,建议该区域应加强生态环境建设。低风险区及较低风险区面积增加 5.02km²,中风险区面积减少 38.61km²。

3.1.2 景观生态风险空间演变

基于赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险的南高北低的总体空间分布格局,研究区域内景观生态风险的分布转移,2000—2010 年部分以耕地、林地、草地为主的中风险区转为较低风险区,景观破碎度程度降低,抗干扰能力增强。高风险区从未利用地向耕地扩张,说明耕地破碎化程度增加,加上人类干扰程度较高,景观稳定性较差。2010—2020 年部分低风险区转为较低风险区,中风险区向高风险区扩散,风险增加,主要由于景观分散度及破碎度较高及人类对生态环境的影响加剧。

3.2 生态安全格局构建

3.2.1 生态源地识别

生态源地指生态稳定且具有延展性的现存乡土物种栖息地^[47]。由于赛罕乌拉国家级自然保护区以森林为重要保护资源^[48],研究对景观生态风险较低的区域进行筛选,同时考虑斑块的完整度与景观连通性,采取直接识别的方法选取景观结构较为稳定的大面积林地以及所有水域作为生态源地(图 4)。选取研究区内斑块面积大于 0.5km² 的林地和所有水域,共提取 56 个生态源地,面积为 110.50km²,占研究区总面积的 10.35%。

3.2.2 构建生态阻力面

生态阻力指生物在不同重要生境斑块为“源”的源地之间迁徙需要克服的阻力值,阻力值越大,说明生物向外迁移和流动过程需要克服阻力越大。通过构建阻力面分析生态阻力的空间分布,选取物质能量在生态源地进行流通时阻力较低的路径。一般来说,生态适宜性越高,阻力值越小^[49]。

在 ArcGIS 10.6 中将每类单因子根据阻力值生成阻力栅格图像,利用栅格计算器对各类单因子进行加权叠加得到综合阻力面(图 4)。

3.2.3 识别生态廊道及生态节点

通过 ArcGIS 10.6 的 Cost-distance 工具对生态阻力面进行空间计算,得到最小累积阻力值(图 4),利用 Linkage-mapper 工具,结合生态源地与最小累积阻力值确定生态廊道。利用对 DEM 数据进行水文分析以得到水系的方法来确定最高阻力值分布的“脊线”,将其与得到的生态廊道进行相交,得到的最低与最高阻力路径的交汇点,即为生态节点(图 4)^[50]。

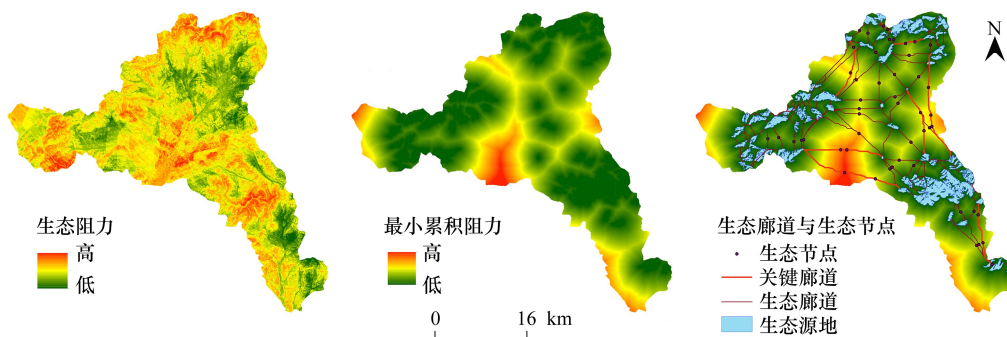


图 4 赛罕乌拉国家级自然保护区生态阻力面、最小累积阻力与生态节点、生态廊道空间分布

Fig.4 Ecological resistance surface and minimum cumulative resistance and spatial distribution of ecological nodes and corridors in Saihanwula National Nature Reserve

最终得到 144 条生态廊道,49 个生态节点。生态廊道总长 501.92km,最长可达 19.65km,最短仅 0.4km。从整体空间分布上看,廊道对生态功能区及生态源地进行有效的网络覆盖,有益于生态流动,部分区域由于源地分散且附近阻力值较高,需要更多的廊道分担生物扩散的压力,需要构建较为密集的廊道。对生态廊道进行划分,大于 2 个节点的为关键廊道,其余为辅助廊道,得到 7 条关键廊道。关键廊道总长为 96.56km,占总长的 9.05%,在空间分布上体现为“三横四纵”的空间布局,南北向廊道四条,主要连接“王坟沟核心保护区—一般控制区-乌兰坝核心保护区”,“正沟核心保护区—一般控制区-乌兰坝核心保护区”,“正沟核心保护区—一般

控制区”;东西向廊道 3 条,主要连接“王坟沟核心保护区-一般控制区-正沟核心保护区”,以及乌兰坝核心保护区区域内部的景观连通。连接“王坟沟核心保护区-一般控制区-正沟核心保护区”的廊道景观生态风险指数较高,需要加强此处廊道的建设与保护,以保证王坟沟核心保护区与正沟核心保护区的通道连接,为生物迁徙与能量流动提高保障。辅助廊道共 137 条,分布广且密集,与关键廊道共同形成保障生物迁徙的网络通道。

从空间分布上看,生态节点分布范围广且分布较为均匀。生态节点是生物迁徙与非生物过程的关键节点,提取关键节点发挥“踏脚石”的重要生态功能有利于加强区域生态安全。

3.2.4 划分生态分区

为了对研究区内不同生态安全区提出差别化管控策略,基于阻力值大小以及综合考虑生态源地、生态廊道的重要生态地位,根据自然断点法将研究区划分为合理利用区[1.331—2.417)、生态过渡区[2.417—2.894)、生态保育区[2.894—4.157),并构建生态安全格局(图 5)。

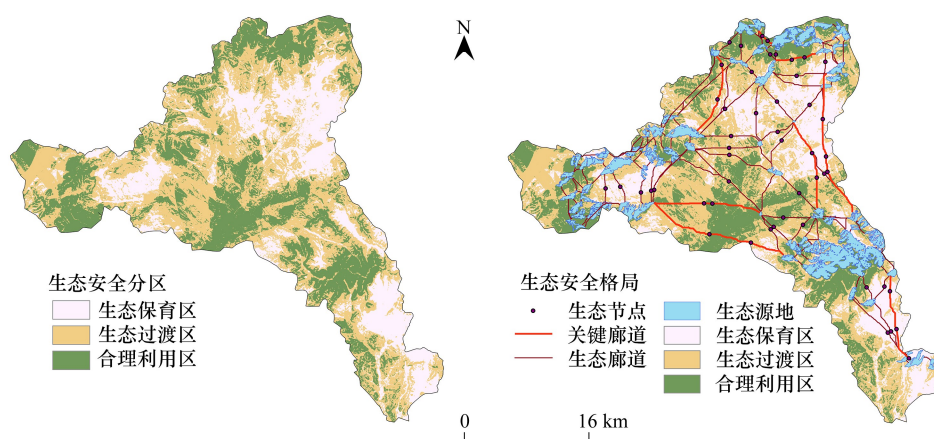


图 5 赛罕乌拉国家级自然保护区生态安全分区、生态安全格局

Fig.5 Ecological security zoning and Ecological security pattern of Saihan Wula National Nature Reserve

生态保育区面积 287.20km^2 ,占研究区总面积的 26.9%,分布较为分散,生态安全水平较低,是受到外界干扰较高的区域。土地利用类型多为林地、草地,该区生态安全水平较低,需强化该区的景观整体性,加强生态系统保护力度,打造生态循环保护区域。此区因为海拔较高,因此生态阻力值较高,为促进生物迁徙,在合理范围内通过人工补植、挑选一些优势树种进行搭配种植,显著提升保护区中森林植被的生物多样性,从而维护及提高林草生态系统的稳定性^[51]。自然保护区在开展人工补植工作时,应严格遵循适地适树的原则,选择保护区内优势树种白杆云杉林、白桦林、黑桦林、色木槭林、青杨林、华北落叶松林、兴安落叶松林、蒙古栎林等种植,充分利用乡土树种具有环境适应能力强特点,可以有效提升人工补植的成活率,有利于开展森林资源管理工作^[52]。

生态过渡区面积 464.37km^2 ,占研究区总面积的 43.49%,面积占比较大,区域内生态安全水平介于生态保育区与生态重建区之间,作为过渡性空间,具有平衡区域生态的功能作用。土地利用类型多为林地、草地,同时研究区内大部分耕地、未利用地及建设用地位于该区,在该区的耕地及未利用区域可以适当发展生态农业,注意自然生态系统与耕地间的过渡型特征,完善区域衔接的保护机制,增强区域之间的联系,维护过渡区的生态稳定功能。

合理利用区面积 316.20km^2 ,占研究区总面积的 29.61%,分布较为分散,区域内生态安全水平较高,生态系统稳定性较高,主要分布在乌兰坝核心保护区、王坟沟核心保护区和一般控制区的东南区域,土地利用类型多为林地、草地。林草系统是保持生态系统稳定性的重要基础,对该区域应该加大保护力度,深入开展科研监测,保持区内自然资源的完整性和生态系统的稳定性,提高区域内生态安全水平。

3.3 景观生态风险模拟预测

研究利用 PLUS 模型对保护区进行景观生态风险模拟预测,以应对未来风险防控并优化现有格局。基于 PLUS 模型,选取驱动因子,根据 2010、2020 土地利用数据进行适宜性概率计算、自适应惯性系数计算获取用地发展概率,从而挖掘转化规则;并在转化规则下,根据随机斑块生成参数设定、过渡矩阵及最终用地发展概率计算确定各类用地空间发展预测,从而得到 2030、2040、2050 土地利用空间分布。基于 2030、2040、2050 年土地利用空间分布,利用 ArcGIS 10.6 与 Fragstats 4.2,通过景观生态风险模型得到赛罕乌拉国家级自然保护区三期景观生态风险空间分布(图 6)。

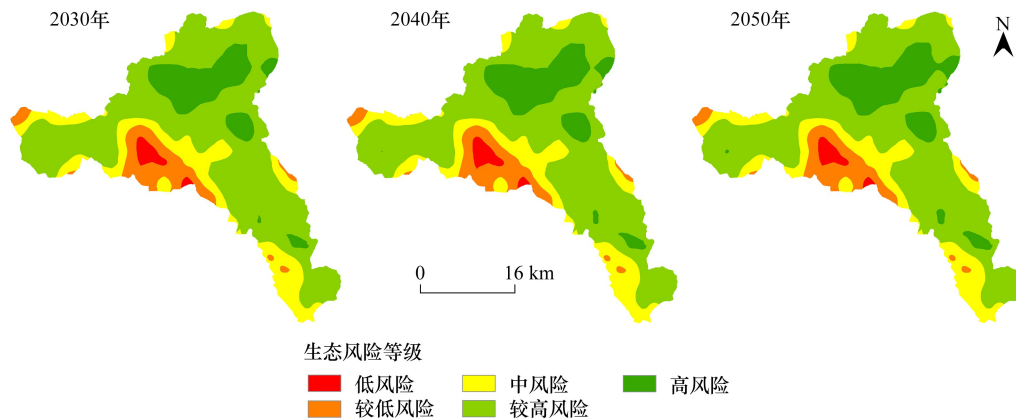


图 6 2030、2040、2050 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险模拟

Fig.6 Simulated ecological risks of Saihanwula National Nature Reserve landscapes in 2030, 2040 and 2050

利用 ArcGIS 10.6 对其进行分析,得到各风险区面积及占比(表 4)。

表 4 2030、2040、2050 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险区面积比

Table 4 Area and proportion of each ecological risk zone of Saihanwula National Nature Reserve in 2030, 2040 and 2050

等级 Levels	2030 年		2040 年		2050 年	
	面积/km ²	占比/%	面积/km ²	占比/%	面积/km ²	占比/%
低风险 Lowest Risk	112.85	10.57	131.77	12.35	147.77	13.85
较低风险 Lower Risk	632.44	59.25	634.07	59.42	637.25	59.72
中风险 Medium Risk	228.05	21.37	204.34	19.15	200.67	18.80
较高风险 Higher Risk	69.39	6.50	67.73	6.35	60.47	5.67
高风险 Highest Risk	24.59	2.30	29.24	2.74	20.98	1.97

整体上来说,赛罕乌拉国家级自然保护区 2030、2040、2050 年 3 期景观生态风险空间分布与 2020 年相似,仍呈现北高南低的空间格局,较低及低风险区主要分布于北部,中风险、较高风险及高风险区主要分布于研究区的南部地区。较低风险区仍占比最大,占总研究区面积的 50% 以上,其次是中风险区、低风险区、较高风险及高风险区。从时空演变上看,2020—2050 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险呈下降趋势。低风险区面积增加 34.92km²,较低风险面积增加 4.81km²,中风险区面积减少 27.38km²,较高风险区面积减少 8.92km²,高风险区面积减少 3.61km²。

4 讨论

4.1 赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险时空变化及原因

(1) 2000—2020 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险呈现北低南高的空间分布格局,较低及低风险区占总体面积的 70% 以上,主要分布于北部,并呈现中间低四周高的空间分布格局。从时空差异变化上来

看,2000—2020 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险整体呈先下降后上升趋势。总体上看,较高风险区域及高风险区面积呈扩张趋势,低风险区及较低风险区面积变化不大。

2007 年赤峰市政府制定“生态立旗”生态保护战略,对赛罕乌拉国家级自然保护区等重点保护区实施退耕还林及生态建设^[53],研究区林草生态系统得到保护,景观结构稳定,2000—2010 年景观生态风险降低。但由于保护区地处森林、草原的过渡地带,属于生态脆弱带,物种间及物种与生态环境间的依存关系十分紧密且敏感。由于林区人口增加,木材、薪材及其他林产品的需求与日俱增,人类活动如乱砍滥伐等给保护区带来了巨大的威胁,一旦对其造成危害,由于山陡且土层薄,地表遭到破坏,植被恢复缓慢,保护区内生态系统的稳定性会受到破坏。保护区虽制定了较完善的政策制度,但政府短期行为严重,缺乏对可持续发展的认识与决心,2011 年后几乎未出台新的保护政策。同时,保护区在前期规划了生态旅游及区域合理利用两个工程项目,但由于缺少稳定的资金投入,仅依靠保护区自筹资金项目难以顺利开展。在保护区规划中,生态旅游开发能提高保护区自养能力,应发展多种资金筹集渠道保证项目顺利启动。此外,由于保护区周边社区经济发展滞后(2021 年赤峰市人均 GDP 为 48937 元,低于全国平均水平 33000 元),农牧民收入来源主要为经济作物,对区域生态环境造成破坏,以上多重因素共同导致了 2010—2020 年保护区景观生态风险升高。保护区需要在保护资源的前提下,吸引并加大资金投入,增强保护区自身造血功能,引导社区群众共同参与保护区规划建设,提高社区农牧民收入,实现区域可持续发展^[34]。

4.2 耦合景观生态风险的生态安全格局构建及生态安全保护策略

研究将景观生态风险纳入生态安全格局构建过程中,根据最小累积阻力模型,最终提取赛罕乌拉国家级自然保护区重要生态功能“点”-56 处生态源地、49 个生态节点,“轴”-144 条生态廊道,“面”-生态保育区、生态过渡区、合理利用区等 3 个生态分区,从三个维度共同构成了赛罕乌拉国家级自然保护区的生态安全格局。其中,共得到 7 条关键廊道。关键廊道总长为 96.56km,占总长的 9.05%,在空间分布上体现为“三横四纵”的空间布局。生态节点则分布范围广且分布较为均匀。生态保育区和高风险区较一致,体现了将景观生态风险数据纳入评价体系得准确性的提高。未来,在生态安全格局构建研究中,尝试将新数据的引入对于生态安全格局构建具有重要意义。

基于赛罕乌拉国家级自然保护区生态安全格局(图 5),在现有格局的基础上提出生态安全保护策略。

(1) 加强生态源地保护,提高生态源地量级。生态源地作为生态安全格局的基础,对维持区域内生态安全及生态系统稳定具有重要意义。生态斑块面积越大,所能服务的生物越多,物质循环与能量流动越频繁,斑块内生态系统越稳定,有利于生态系统服务的可持续性。通过提高生态源地数量与质量,提升生态源地量级,以保持和加强生态源地景观完整性与连通性^[54]。因此,应全面坚持生态优先原则,对生态林地进行修复与保护。研究区内生态源地分布较集中,部分区域虽有连接的生态廊道,但距离较远缺少源地进行连通,可在王玖沟核心保护区及乌兰坝核心保护区间设立踏脚石,增强流通性,有助于物种迁徙。

(2) 重视生态廊道建设,优化廊道等级体系。生态廊道是源地间物质交能量交换流动以及生物迁徙的重要通道。加强“王玖沟核心保护区-一般控制区-乌兰坝核心保护区”生态廊道的连通性,基于物质交换与生物迁徙的扩展性,增设适宜的生境廊道,保护北部山地生态屏障的重要地理位置。不同生态廊道的连通性有所差异,生态节点数量多、跨区域、长距离的生态廊道的生态服务价值更为关键,对生态廊道体系进行更为完善的制定有助于合理规划廊道的空间配置,从而有利于流动的高效性,实现生态资源的最优化流通与使用。对黑鹤、金雕、大鸨、白琵鹭等珍稀物种的迁徙路径应进行科学监测,确保生物迁徙的可达性^[55]。

(3) 修复与优化生态节点。生态节点是生物流动的重要载体,能够维持生态连接,有利于维护景观的连接性。生态节点的生态环境一般比较脆弱,是最小阻力廊道中阻力值最高的地方。赛罕乌拉国家级自然保护区生态节点较多,尤其是乌兰坝核心保护区内海拔较高,生态阻力较高,节点多,节点修复与优化工作比较困难且周期较长,应进行科学的动态监管与生态修复,可以有效提升区域生态安全水平,保障生态空间结构的可持续发展。

(4) 织补生态空间网络。赛罕乌拉国家级自然保护区生态网络中存在部分斑块分布较零散、面积较小、源地内部或是源地与其它源地之间的联系不够紧密的问题。通过合理的人工生态修复措施,例如选用保护区优势树种白杆云杉林、白桦林、黑桦林、色木槭林、青杨林等,遵循适地适树的原则进行林地补植。同时科学进行封山育林,尤其是对生态保育区,以确保林区中的林木能及时得到休养。特别是幼龄林与人工林,通过封山育林有利于促进其良好生长,并确保植被能快速更新。通过恢复自然条件下的生物生境,增补“踏脚石”,通过减小生态系统物质流动的阻力成本和合理的资源配置,改善生态网络的空间结构,有利于发挥生态系统的服务功能。

4.3 基于景观生态风险模拟预测的赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险调控对策

2020—2050 年赛罕乌拉国家级自然保护区景观生态风险整体呈降低趋势。保护区低风险区及较低风险区面积呈现先增加后减少的趋势,应在维护良好生态状况的基础上,维护治理生态空间,对以林地为主的低风险区及较低风险区,改善林地结构,提高林地质量,加强林地生态系统的稳定性。中风险区波动较大,应加强土地整合与治理,降低景观破碎度,增强连通性。在土地整治时,针对耕地逐年增长的情况,应处理好耕地与林草生态的关系,在增加林草覆被与维护生态系统稳定的基础下协调发展耕地,防止耕地扩张对林草生态系统造成威胁。高风险区及较高风险区主要分布在未利用地及部分耕地区域,始终呈现下降趋势,对未利用地与耕地边缘的破碎化林地、草地应进行生态保护与修复,同时加强未利用地的生态建设,综合整治与修复区域内生态系统。

5 总结

研究以赛罕乌拉国家级自然保护区为例,通过构建景观生态风险评价体系,分析区域景观生态风险空间分布及时空演变,2000—2020 年区域内景观生态风险呈现北高南低的空间分布格局,由于政策出台、资金不足、政府短期行为严重等导致景观风险在期间呈现先上升后下降的发展趋势。同时,基于最小累积阻力模型,识别生态源地,构建最小累积阻力面,提取生态廊道及生态节点,划分生态分区,从点、线、面三个维度构建赛罕乌拉国家级自然保护区的生态安全格局,从“加强生态源地保护,提高生态源地量级”“重视生态廊道建设,优化廊道等级体系”“修复与优化生态节点”“织补生态空间网络”四个方面提出生态安全格局优化策略。此外,利用 PLUS 模型,通过土地扩张分析策略(LEAS)的转化规则挖掘与多类随机斑块种子的 CA 模型,预测 2030—2050 年区域内景观生态风险变化,对各区提出风险管控措施,以维护区域生态空间整合治理。研究结论可以为赛罕乌拉国家级自然保护区进行生态风险预警、提升生态安全水平以及长期稳定发挥国家重点生态功能区作用提供决策依据及理论参考。

参考文献(References):

- [1] 陈正存, 吴金山. 我国自然保护区研究现状及存在问题. 新农业, 2022(11): 78-80.
- [2] 李峥. 梁野山国家级自然保护区景观生态风险评价. 武夷学院学报, 2020, 39(12): 1-7.
- [3] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 宗敏丽, 胡晓旭. 景观生态风险评价研究进展与展望. 地理学报, 2015, 70(4): 664-677.
- [4] 翟端强, 卓健, 张诗洁. 国土空间生态风险评估的国际经验比较及启示. 城市问题, 2022(8): 90-98.
- [5] Kimberley K. Ayre, Wayne G. Landis. A Bayesian approach to landscape ecological risk assessment applied to the upper grande ronde watershed, Oregon. Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal, 2012, 18(5): 946-970.
- [6] 娄妮, 王志杰, 何嵩涛. 基于景观格局的阿哈湖国家湿地公园景观生态风险评价. 水土保持研究, 2020, 27(1): 233-239.
- [7] 孙丽蓉, 周冬梅, 岑国璋, 马静, 党锐, 倪帆, 张军. 基于地理探测器模型的疏勒河流域景观生态风险评价及驱动因素分析. 干旱区地理, 2021, 44(5): 1384-1395.
- [8] 何静, 阴俊齐, 夏倩柔, 伍德彦, 丁鹏, 秦璐. 硫磺沟矿区景观生态风险评价研究. 新疆环境保护, 2018, 40(2): 21-25, 37.
- [9] 梁发超, 胡其玉, 起晓星. 基于生命共同体的景观生态风险评价与管控策略——以成渝城市群为例. 经济地理, 2021, 41(8): 152-159.
- [10] 张师赫, 李宝银, 林玉英, 钟全林, 程栋梁, 徐朝斌, 常云妮. 基于生态系统服务的景观生态风险评价及其驱动因素研究——以福建省为例. 水土保持研究, 2022, 29(6): 174-182.

- [11] 康紫薇, 张正勇, 位宏, 刘琳, 宁珊, 赵贵宁, 王统霞, 田浩. 基于土地利用变化的玛纳斯河流域景观生态风险评价. 生态学报, 2020, 40(18): 6472-6485.
- [12] 杨克磊, 张建芳, 杨晓帆, 陈利成. 唐山市南湖生态示范区景观生态风险评价. 环境科学研究, 2008, 21(3): 104-109.
- [13] 于航, 刘学录, 赵天明, 张梦莹, 年丽丽, 李晓丹. 基于景观格局的祁连山国家公园景观生态风险评价. 生态科学, 2022, 41(2): 99-107.
- [14] 徐阳, 陈勇, 周皓, 曾向阳, 周俊哲, 刘艳中, 冯博. 基于相对风险模型的大冶市典型矿区生态风险评价. 矿业研究与开发, 2021, 41(12): 188-194.
- [15] 王瑞杰, 裘钱玲琳, 李国祥, 纵亚男, 唐剑锋, 徐耀阳. 宁波月湖水体中抗生素的分布与生态风险评价. 湖泊科学, 2018, 30(6): 1616-1624.
- [16] 卞子浩, 马小雪, 龚来存, 赵静, 曾春芬, 王腊春. 不同非空间模拟方法下 CLUE-S 模型土地利用预测——以秦淮河流域为例. 地理科学, 2017, 37(2): 252-258.
- [17] 谢一茹, 高培超, 王翔宇, 宋长青, 程昌秀, 叶思菁, 沈石. 经济发展预期下的粮食产量与生态效益权衡——黑龙江省土地利用优化配置. 北京师范大学学报: 自然科学版, 2020, 56(6): 873-881.
- [18] Verburg P H, Soepboer W, Veldkamp A, et al. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. Environmental management, 2002, 30: 391-405.
- [19] Liu X, Liang X, Li X, et al. 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.
- [20] Liang X, Guan Q, Clarke K C, et al. Understanding the drivers of sustainable land expansion using a patch-generating land use simulation (PLUS) model: A case study in Wuhan, China. Computers, Environment and Urban Systems, 2021, 85: 101569.
- [21] 郭鹏程. 耦合 MOP 与 PLUS 模型的土地利用/覆被结构与空间优化研究——以合肥市为例[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2021.
- [22] 闫玉玉, 孙彦伟, 刘敏. 基于生态安全格局的上海国土空间生态修复关键区域识别与修复策略. 应用生态学报, 2022, 33(12): 3369-3378.
- [23] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局. 生态学报, 1999, 19(1): 8-15.
- [24] 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.
- [25] 黎晓亚, 马克明, 傅伯杰, 牛树奎. 区域生态安全格局: 设计原则与方法. 生态学报, 2004, 24(5): 1055-1062.
- [26] 杨凯, 曹银贵, 冯喆, 耿冰瑾, 冯漪, 王舒菲. 基于最小累积阻力模型的生态安全格局构建研究进展. 生态与农村环境学报, 2021, 37(5): 555-565.
- [27] 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.
- [28] 叶鑫, 邹长新, 刘国华, 林乃峰, 徐梦佳. 生态安全格局研究的主要内容与进展. 生态学报, 2018, 38(10): 3382-3392.
- [29] 王雪然, 万荣荣, 潘佩佩. 太湖流域生态安全格局构建与调控——基于空间形态学-最小累积阻力模型. 生态学报, 2022, 42(5): 1968-1980.
- [30] 孙枫, 章锦河, 王培家, 魏国恩, 储光, 曹禹. 城市生态安全格局构建与评价研究: 以苏州市区为例. 地理研究, 2021, 40(9): 2476-2493.
- [31] 吴健生, 马洪坤, 彭建. 基于“功能节点—关键廊道”的城市生态安全格局构建——以深圳市为例. 地理科学进展, 2018, 37(12): 1663-1671.
- [32] 唐书培, 穆丽光, 王晓玲, 张静, 刘波, 孟和达来, 鲍伟东. 基于 MaxEnt 模型的赛罕乌拉国家级自然保护区斑羚生境适宜性评价. 北京林业大学学报, 2019, 41(1): 102-108.
- [33] 唐书培. 内蒙古赛罕乌拉国家级自然保护区中华斑羚家域、适宜生境及种群生存力研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2019.
- [34] 郑虹钰, 乔伟光, 乔方, 秦家炜, 李卓君, 陈佳欣. 赛罕乌拉国家级自然保护区自然资源浅析. 内蒙古林业调查设计, 2018, 41(6): 49-50, 28.
- [35] 张书理. 内蒙古赛罕乌拉自然保护区植物多样性及其保护研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2007.
- [36] Peng J, Wang Y, Zhang Y, et al. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. Ecological Indicators, 2010, 10(2): 217-223.
- [37] 陈鹏, 潘晓玲. 干旱区内陆流域区域景观生态风险分析——以阜康三工河流域为例. 生态学杂志, 2003, 22(4): 116-120.
- [38] 潘竞虎, 刘晓. 疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建. 生态学杂志, 2016, 35(3): 791-799.
- [39] 巩杰, 赵彩霞, 谢余初, 高彦净. 基于景观格局的甘肃白龙江流域生态风险评价与管理. 应用生态学报, 2014, 25(7): 2041-2048.
- [40] 刘杰, 叶晶, 杨婉, 郭怀成, 于书霞. 基于 GIS 的滇池流域景观格局优化. 自然资源学报, 2012, 27(5): 801-808.
- [41] 裴婵. 基于生态敏感性的万州区景观安全格局构建研究[D]. 重庆: 西南大学, 2021.
- [42] 胡丰, 张艳, 郭宇, 张盼盼, 吕帅, 张长春. 基于 PLUS 和 InVEST 模型的渭河流域土地利用与生境质量时空变化及预测. 干旱区地理, 2022, 45(4): 1125-1136.

- [43] 伍丹, 朱康文, 张晟, 黄昌前, 李剑. 基于 PLUS 模型和 InVEST 模型的成渝经济区碳储量演化分析. 三峡生态环境监测, 2022, 7(2): 85-96.
- [44] 舒晓艺. 南流江流域土地利用/覆被变化模拟研究[D]. 南宁: 南宁师范大学, 2021.
- [45] 王保盛, 廖江福, 祝薇, 邱全毅, 王琳, 唐立娜. 基于历史情景的 FLUS 模型邻域权重设置——以闽三角城市群 2030 年土地利用模拟为例. 生态学报, 2019, 39(12): 4284-4298.
- [46] 李安林, 周艳, 唐丽毅, 牛乐德, 潘媚. 怒江州土地利用模拟及生态系统服务价值评估——基于 PLUS 模型的多情景分析. 中国农业资源与区划: 1-12[2023-03-15]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.3513.S.20220415.1200.006.html>
- [47] 汪宏伟. 瓦埠湖流域核心区景观格局变化与生态安全格局构建研究[D]. 合肥: 安徽建筑大学, 2021.
- [48] 王琯鑫, 孙紫英, 周梅, 李孟臻, 舒洋, 赵鹏武. 基于 Landsat 影像赛罕乌拉国家级自然保护区土地利用变化研究. 内蒙古农业大学学报: 自然科学版, 2021, 42(5): 26-31.
- [49] 杨姗姗, 邹长新, 沈渭寿, 沈润平, 徐德琳. 基于生态红线划分的生态安全格局构建——以江西省为例. 生态学杂志, 2016, 35(1): 250-258.
- [50] 于婧, 汤昇, 陈艳红, 张蕾, 聂艳, 邓文胜. 山水资源型城市景观生态风险评价及生态安全格局构建——以张家界市为例. 生态学报, 2022, 42(4): 1290-1299.
- [51] 王有盛, 张晶. 加强林业生态保护 实现林业可持续发展——以祁连山国家级自然保护区为例. 乡村科技, 2022, 13(3): 82-84.
- [52] Xu Zhiping. 内蒙古自治区巴林右旗赛罕乌拉国家级森林生态自然保护区[DB/OL]. <https://www.osgeo.cn/data/76a3>, 2018.3
- [53] 山晓燕. 内蒙古赛罕乌拉国家级自然保护区管理现状及规划建议. 内蒙古林业调查设计, 2019, 42(1): 54-55, 60.
- [54] 王琯鑫, 孙紫英, 周梅, 金红艳, 舒洋, 赵鹏武, 曹莉. 赛罕乌拉国家级自然保护区植被覆盖度时空变化分析. 科学技术与工程, 2020, 20(13): 5038-5045.
- [55] 孟和达来, 程鲲, 达布希拉图, 孟和, 洪美静, 陈照娟. 赛罕乌拉国家级自然保护区保护与管理成效评估. 野生动物学报, 2022, 43(03): 773-781.