

# 基于生态安全格局识别的国土空间生态修复分区 ——以徐州市贾汪区为例

倪庆琳<sup>1</sup>, 侯湖平<sup>1,2</sup>, 丁忠义<sup>1,2</sup>, 李艺博<sup>3</sup>, 李金融<sup>1</sup>

(1. 中国矿业大学环境与测绘学院, 徐州 221116; 2. 中国矿业大学江苏省资源环境信息工程  
重点实验室, 徐州 221116; 3. 徐州市生态文明建设研究院, 徐州 221008)

**摘要:** 基于2000年、2008年、2016年遥感影像、历史矿井信息以及GIS空间分析方法,应用生态安全格局研究范式:综合识别生态源地—经井田边界修正生态阻力面—应用电路理论构建生态廊道—判别生态过程障碍区,将代表生态修复需求、生态过程难易和生态要素特征的生态源地、障碍区和生态阻力面空间叠加,最终划定生态修复分区。研究表明:(1)三个年份生态源地面积平均约占贾汪区面积的17.77%,随着城镇化发展和矿井闭坑等因素影响呈现先降后升的趋势;生态阻力面变化规律与之相反,并逐步以城镇化发展为主导影响因子。(2)生态廊道分布明显存在整体空间相似性和各镇内部分异性,呈环形沿河流分布或位于植被覆盖较好的低山丘陵;障碍区明显存在重叠区域,主要分布在京杭大运河以北的区域,以北部和中部较多。(3)划分了生态保育区、生态提升区、生态修复区、生态控制区四个生态修复分区,面积分别为144.38 km<sup>2</sup>、189.60 km<sup>2</sup>、182.68 km<sup>2</sup>、103.34 km<sup>2</sup>。研究结论能够为贾汪区生态转型发展和生态修复提供空间指引。

**关键词:** 生态修复分区;生态安全格局;电路理论;贾汪区

国土空间生态修复已经上升为国家战略工程,将构建生态安全格局和统筹山水林田湖系统治理作为国家战略内容<sup>[1]</sup>。识别生态安全格局是维持生态系统健康、保障生态安全防线<sup>[2]</sup>和持续推进生态修复目标的基础<sup>[3]</sup>,为国土空间系统性和针对性修复提供重要决策参考。

生态安全格局研究缘起于景观生态规划方法,主要集中在理论框架构建、生态安全组分方法的选择以及评价指标体系完善<sup>[4-6]</sup>。“源地识别—阻力面建立—廊道构建”已成为生态安全格局研究的一般范式<sup>[7,8]</sup>。传统生态源地识别办法忽视了生态源地对生态系统稳定性、可持续性的支持<sup>[7]</sup>;其次,通过构建阻力面识别生态廊道是生态安全格局中的另一个核心环节<sup>[8]</sup>;对生态基本阻力面进行修正成为近年来构建生态阻力面的重要趋势<sup>[9]</sup>。生态廊道作为生态安全格局沟通生态源地、物种间能量与信息传递的带状或线状区域<sup>[10]</sup>,其识别方法主要依据最小累积阻力模型<sup>[11]</sup>、重力模型和水文分析<sup>[2]</sup>、电路理论<sup>[12]</sup>等。电路理论的连接度模型可以较好地预测物种运动模式,并识别生态廊道中影响栖息地连接区域<sup>[13]</sup>。

生态修复总体效果不尽理想,需加强顶层设计,统筹整体保护<sup>[14]</sup>、系统修复和差别化治理等<sup>[15]</sup>,但自上而下的生态修复计划有时会缺乏当地认可和激励动机<sup>[16]</sup>。生态修复可采取被动恢复(近自然干预)、渐进恢复和主动恢复<sup>[17]</sup>,延续或重建生态干扰机制或条

收稿日期: 2019-10-11; 修订日期: 2019-12-09

基金项目: 国家自然科学基金项目(51874307); 江苏省资源环境信息工程重点实验室开放基金项目(JS201901); 中央高校基本科研业务费专项资金(2017XKQY071)

作者简介: 倪庆琳(1994-),女,江苏东海人,硕士,研究方向为土地规划。E-mail: niqinglin@cumt.edu.cn

通讯作者: 丁忠义(1975-),男,山西宁武人,博士,副教授,研究方向为土地规划、土地复垦。

E-mail: dingzhongyi@cumt.edu.cn

件并依靠生态系统演替促进生态群落恢复，例如重点生态功能区保护与修复工程<sup>[18]</sup>、草地退化生态修复工程<sup>[19]</sup>等在中国、美国、加拿大、巴西、匈牙利、南非等国家均取得一定成效，以及由此产生的产业延伸<sup>[20]</sup>、乡村重构<sup>[21]</sup>、生态影响或响应<sup>[22]</sup>、生态修复策略<sup>[23-25]</sup>等，有从农牧民满意度<sup>[19]</sup>、关键影响因素评估<sup>[26]</sup>、生态恢复干预清单<sup>[27]</sup>、生态群落恢复<sup>[28]</sup>等探讨生态修复实施；众多研究多集中于单一修复目标，将生态安全格局与生态修复分区结合的研究则较少。

徐州市贾汪区曾是两淮国家大型煤炭基地与华东地区煤炭工业基地的重要组成部分，2011年被国家确定为资源枯竭型城市，2016年11月关闭最后一座矿井；在历史时期为江苏省和华东地区整体经济发展尤其是能源生产做出了历史性贡献，却遗留下了地表沉降、土壤损失、水源涵养等生态环境问题<sup>[29]</sup>。历经近十年生态环境治理，坚持“生态优先，绿色发展”战略，践行“绿水青山就是金山银山”，积极探索资源型城市转型发展与系统性生态修复，明确各类区域治理导向和重点，现已成为生态修复重要路径。

本文以资源型城市国土空间生态修复的空间不均衡性为切入点，基于连通性—敏感性—生态重要性框架<sup>[4]</sup>识别生态源地，利用电路理论模型判别生态廊道和判断障碍区，并划定生态修复分区，提出修复策略，以期为建设生态型城市、保障系统性生态修复提供空间指引。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 研究区概况

贾汪区位于华北平原与黄淮冲积平原的过渡地带、江苏省徐州市东北部，地理位置为117°17'~117°42'E、34°17'~34°32'N，全区总面积为620 km<sup>2</sup>。属湿润至半湿润季风气候，多年平均降水量896 mm，降雨多集中在7-9月；境内地势呈西北高东南低特征，地貌以低山、丘陵为主。过去存有夏桥、权台、青山泉、姚庄、韩桥、旗山等生产规模大小不同的煤矿，主要分布在青山泉镇、大吴街道、紫庄镇以及老矿街道（图1）。

因煤而兴、因矿设区，煤炭开采一度成为贾汪区的支柱产业，支撑经济发展的“半壁江山”。2002年开始煤炭开采枯竭，2011年成为江苏省唯一的资源枯竭型城市。随着“振兴徐州老工业基地，坚持走符合国情的转型发展之路，打造绿水青山”的战略实施，

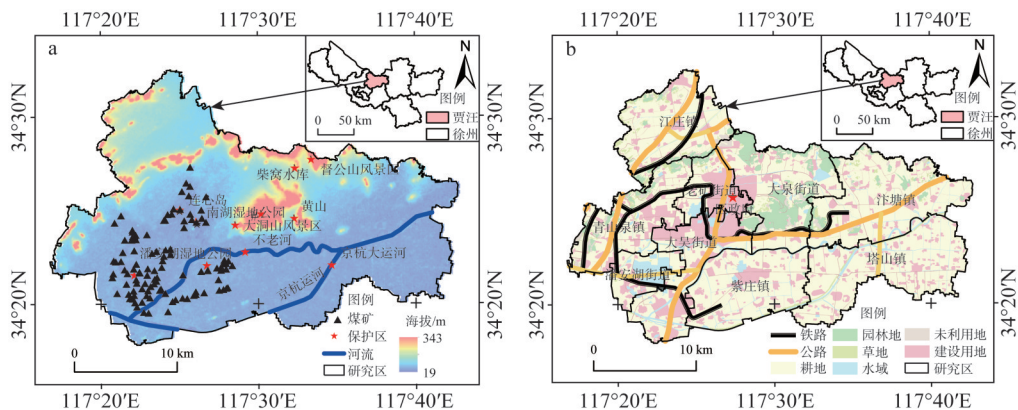


图1 研究区自然地理与土地利用示意图

Fig. 1 Sketch map of physical geography and land use of study area

煤矿区历史遗留的生态修复需求将逐步纳入贾汪区“生态立区”生态文明建设。

## 1.2 数据来源

以美国地质勘测局 (USGS) 2000年和2008年的TM影像、2016年的OLI遥感影像为基础数据,数据空间分辨率为30 m,行列号为121/03、122/03;利用ENVI 5.3软件进行数据处理,将土地利用类型划分为耕地、园林地、草地、水域、未利用地及建设用地等六类。数字高程模型 (DEM) 来源于地理空间数据云平台 (<http://www.gscloud.cn>),空间分辨率为30 m。归一化植被指数采用美国地质勘查局 (<https://landsweb.modaps.eosdis.nasa.gov>) 影像MOD13Q1产品,空间分辨率为250 m。气象数据采用中国气象科学数据共享服务 (<http://data.cma.cn/>) 的中国地面气候资料年值以及月值数据集,包括温度、降水、辐射等数据。土壤数据来源于原国土资源部土地资源调查评价专项课题“黄淮海采煤塌陷区土地生态状况调查与评估”。

## 1.3 研究思路与方法

### 1.3.1 生态源地识别方法

生态源地是指生态系统相对稳定的区域<sup>[8]</sup>、对生态安全有重要意义或具有辐射功能的生境斑块,是构建生态安全格局的基础,其至少要实现三个层次的目标:具有较好生态景观连通性、较高生态因子敏感性和重要生态系统服务<sup>[4]</sup>(表1)。

根据蒙古军等<sup>[30]</sup>的研究成果,生态景观连通性选择将整体连通性 (*dIIC*)、可能连通性 (*dPC*) 细分为内部、通量和连接体后进行空间叠加,更细致地表征斑块间的连通性<sup>[18]</sup>,以考虑潜在的动物迁移和植物传播生态修复条件<sup>[7]</sup>。结合自然生态属性、自然—社会生态复合属性和社会生态属性三个方面,生态因子敏感性主要归纳为地质地貌(如坡度、高程、采矿范围)、水系防护(湖泊、河流水系)、覆被类型(土地利用类型、植被覆盖度)和保护区(风景名胜区以及自然保护区)等,以反映资源型城市区域内部属性特征和潜在风险类型<sup>[11]</sup>。根据《生态功能区划技术暂行规程》《江苏省主体功能规划》《江苏省重要生态功能保护区区域规划》《徐州市重要生态功能保护区规划》,主要生态系统服务分为水源涵养、固碳释氧以及多样性保护<sup>[7]</sup>,着眼于生态空间完整性、生态系统功能稳定性和生境质量异质性。

在2000年、2008年、2016年生态景观连通性、生态因子敏感性、生态系统服务重要

表1 生态源地识别方法

Table 1 Identification method of ecological source

评价类型		计算公式	参数
生态景观 连通性	整体连通性	$dIIC_k = dIICin_k + dIICflu_k + dIICcon_k$	$dIICin_k/dPCin_k$ 表示斑块 $k$ 属性对自身连接性的贡献; $dIICflu_k/dPCflu_k$ 表示斑块 $k$ 自身属性的权重; $dIICcon_k/dPCcon_k$ 表示斑块 $k$ 对维持其他斑块间的连接作用
	可能连通性	$dPC_k = dPCin_k + dPCflu_k + dPCcon_k$	
生态因子 敏感性	各因子	$P_i = \sum_{i=1}^{i=n} F_i W_i$	$P_i$ 为生态敏感性综合评价得分; $W_i$ 为第 $i$ 个因子影响权重; $F_i$ 为第 $i$ 个因子的生态敏感性指数
生态系统服 务重要性	水源涵养	$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \times P(x)$	$Y(x)$ 为像元 $x$ 年产水量; $AET(x)$ 为像元 $x$ 年实际蒸散量; $P(x)$ 为像元 $x$ 年降水量
	固碳释氧	$NPP(x, t) = APAR(x, t) \times \epsilon(x, t)$	$APAR(x, t)$ 为 $t$ 时间像元 $x$ 吸收光合有效辐射 ( $g \cdot C \cdot m^{-2} \cdot month^{-1}$ ); $\epsilon(x, t)$ 为实际光能利用率 ( $g \cdot C \cdot MJ^{-1}$ )
	多样性保护	$Q_{ij} = H_{ij} \left(1 - \left(\frac{D_{ij}^z}{D_{ij}^z + k^z}\right)\right)$	$Q_{ij}$ 为土地利用类型 $j$ 中像元 $x$ 的生境质量; $H_{ij}$ 为生境适宜性; $D_{ij}$ 为生境胁迫水平; $k = D_{ij}/2$ 为半饱和常数; $z = 2.5$ 为归一化常量

性评价结果的基础上,依据德尔斐法(Delphi)确定指标权重、按照自然断点法划分综合评价结果,选其最优斑块作为生态源地。

### 1.3.2 生态阻力方面构建

物种在水平空间上运动、生态流在斑块之间的流动与传递,很大程度上受到土地利用类型和人为活动干扰的影响<sup>[9]</sup>,生态阻力赋值主要根据专家知识或经验数据进行。参考陆禹等<sup>[6]</sup>、李保杰等<sup>[32]</sup>的研究,按照单位面积土地利用类型生态系统服务价值赋予相应的阻力值:耕地75、林地28、草地75、水域1、未利用地80、建设用地100,构建基本生态阻力方面。

由于煤炭资源长期高强度开采,微地貌产生形变,地面塌陷积水,形成局部内循环生态系统,一定程度上割裂生态源地、切断廊道,影响了生物之间的交流<sup>[31]</sup>,造成井田边界内外生态阻力因采煤活动的显著差异。贾汪区原井田边界内大部分采空区的沉降活跃期已过(以2016年最后关闭的旗山煤矿93118工作面为例,平均采深约为550 m,地表移动延续时间为3.6年),越靠近中心地带与外部联系越被隔绝;塌陷损毁严重地段仍为积水洼地或改造为鱼塘或整治为湿地公园;或为季节性积水耕地或挖深垫浅为鱼塘或与周边土地利用类型无异。本文以煤矿井田边界为基础,查阅历史岩移观测资料或文献<sup>[34]</sup>,估算采空区影响范围,并据此修正井田范围及其影响范围阻力状况。

$$R_i = \begin{cases} \left(1 - \frac{\tan(69 - 0.7\alpha)}{H} \times d\right) \times R & \text{采空区影响范围} \\ \left(1 + 0.80 \times h_0 \times \frac{d}{L}\right) \times R & \text{煤矿井田范围} \end{cases} \quad (1)$$

式中: $R_i$ 为修正后的阻力系数; $R$ 为基本阻力系数; $H$ 为矿井平均采深(m); $\alpha$ 为煤层的倾角( $^\circ$ ); $d$ 为到井田边界距离(m); $h_0$ 为平均采厚(m); $L$ 为井田中心到边界的距离(m)。

### 1.3.3 生态廊道与障碍区识别

生态廊道是沟通生态源地的桥梁或通道<sup>[35]</sup>,现被拓展到生态安全保护结构范畴和支撑生态系统运作的重要部分,是生态修复中最有可能改善连通性的结构要素或区域,进而减少生态过程被截留和分割的概率。生态廊道会与周边发生差异性联系,如动植物利用廊道迁移的方式、相邻斑块生态系统服务类型、所连接生态源地位置等。电路理论是将斑块抽象为一系列节点和电阻<sup>[13]</sup>,利用最小累积阻力模型构建生态阻力方面,并基于电荷随机游走特性识别生态廊道,计算公式如下:

$$MCR = f_{\min} \sum_{j=n}^{i=m} D_{ij} \times R_i \quad (2)$$

式中: $MCR$ 为生态源斑块 $j$ 扩散至某点的最小累积阻力值; $D_{ij}$ 为物种从生态源地 $j$ 到空间某一点所穿越的基面 $i$ 空间距离; $R_i$ 为斑块 $i$ 对生态过程或物种运动的基本阻力。

总会存在一些障碍区域影响到生态廊道连接质量<sup>[25]</sup>,成为生态修复的重点关注区域,是可应用具体生态修复行动恢复阻碍迁移的可能区域,但其具体修复行为针对不同的保护前提和应用条件而异。基于电路理论的障碍区识别过程如下:在模拟出生态廊道的基础上,采用移动窗口(参考李保杰等<sup>[32]</sup>、刘佳等<sup>[25]</sup>的最佳景观粒度域与搜索半径研究,结合贾汪区平均斑块宽度96.8 m,选择100 m作为搜索半径)检测研究区是否存在阻碍生态过程的潜在区域,以单位距离恢复的连通性值(土地利用类型改变前后最小成本路径的差值与搜索直径的比值即 $IS$ 值)大小来表征障碍区对于生态景观连通性的影响

强弱<sup>[36]</sup>。

### 1.3.4 基于生态安全格局的生态修复分区

生态修复分区是开展生态修复的前提<sup>[37]</sup>，一般采用“自上而下”与“自下而上”相结合的“分区指标+因子叠加”方法。但区域生态建设是动态的、持续的过程，相关生态要素的空间格局随着区域快速发展产生较大的变动<sup>[38]</sup>。静态视角或单一年份空间格局构建忽略了生态系统要素复杂、动态连续变化等特征，难以较好地反映当地生态本底，需要综合构建区域生态安全格局背景下的生态修复分区。

将三年期生态源地、障碍区和生态阻力面分别进行归一化处理，综合考虑生态修复需求、生态过程难易和生态要素特征，在保障生态源地留存的基础上，叠加归一化处理后的障碍区与生态阻力面，最终形成分区指数，利用自然断点法进行生态修复分区。下式为分区指数 $EPS$ ：

$$EPS = \sum_{i=1}^3 \frac{IS_i - IS_{\min}}{IS_{\max} - IS_{\min}} + \sum_{i=1}^3 \frac{R_i - R_{\min}}{R_{\max} - R_{\min}} \quad (3)$$

式中： $EPS$ 为分区指数； $IS_i$ 为障碍区栅格像元 $i$ 的值； $IS_{\min}$ 为障碍区的最小值； $IS_{\max}$ 为障碍区最大值； $R$ 为最小累积阻力面栅格像元 $i$ 的值； $R_{\min}$ 为阻力面的最小值； $R_{\max}$ 为阻力面最大值； $n$ 是年期数，大于1。

## 2 结果分析

### 2.1 生态源地分布

依据保护生态系统完整性和修复工作连续性以及后期管护便利性原则，选择性删除生态源地评价结果产生的生态系统服务辐射功能较弱、零碎细小斑块。从表2可知，2000年、2008年、2016年生态源地约占贾汪区总面积的17.77%；主要由耕地、园林地、水域构成，三者累计约占生态源地的94.36%。整体而言，生态源地主要分布在大吴街道、塔山镇和大泉街道，园林地、草地等植被覆盖较高，水资源丰富，生态系统服务明显；部分地段因临近主干河流及自然保护区，在生态系统服务方面发挥一定的作用而成为生态源地的一部分。相较而言，在老矿街道和江庄镇分布较少，前者为人口主要聚居地和历史矿区分布，生态景观连通性较差，后者地形起伏明显，均难以保障生态空间完整性和生态功能稳定性。2002-2012年被称为煤炭黄金十年，期间由于煤炭资源开采引发地表沉陷、地段性积水等现象，也在一定程度上割裂了生态空间完整性和生态系统功能稳定性；与此同时，城区或镇区建设用地不断扩张，使生态源地面积在2008年处于低谷。

表2 生态源地内部土地利用类型面积统计

Table 2 Area statistics of land-cover in the ecological source

年份	耕地面积 /km(占比/%)	园林地面积 /km(占比/%)	草地面积 /km(占比/%)	水域面积 /km(占比/%)	建设用地 面积/km (占比/%)	未利用地 面积/km (占比/%)	源地总面积 /km(占比/%)
2000	80.16(58.3)	32.05(23.3)	3.07(12.4)	17.06(12.4)	3.15(2.3)	2.07(1.5)	137.56(100)
2008	49.22(48.4)	28.75(28.3)	2.94(2.9)	16.72(16.4)	2.45(2.4)	1.64(1.6)	101.72(100)
2016	61.39(51.6)	30.39(25.5)	3.32(2.8)	22.36(18.8)	1.49(1.3)	0.07(0.1)	119.02(100)

### 2.2 阻力面分布

自然条件和人类活动对阻力值都有很大影响，主要反映出生态源地间穿越景观过程的难易程度。阻力值大的生态景观在空间上不利于生态过程，亟需进行生态修复。由图2可得，2000年生态阻力值介于8.34~101.42，高值区主要集中在老矿街道、大吴街道、潘安湖街道、紫庄镇西南部等采矿活动干扰较高的区域以及交通运输活动频繁的江庄镇东北部；2008年生态阻力值介于4.36~132.21，阻力高值区分布与2000年类似，但范围较2000年有所增大，主要是煤炭开采范围的影响以及采煤活动带来的采空区、塌陷区进一步扩大导致；2016年生态阻力值分布范围为1.38~100，高值区主要分布在人类活动干扰较高的老矿街道、大吴街道，中等偏上阻力值在全域均有广泛分布，呈现由城区往外逐渐减小的趋势；生态阻力所受影响由采矿活动和开发建设活动共同引致。

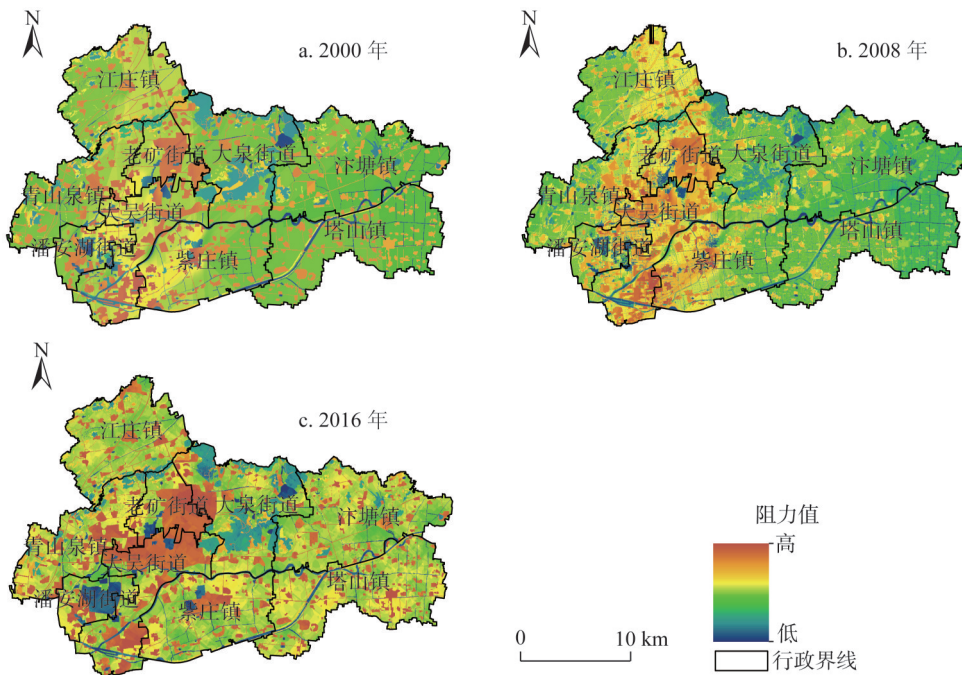


图2 2000-2016年贾汪区生态阻力面分布

Fig. 2 Distribution of ecological resistance surface in Jiawang district in 2000-2016

### 2.3 生态廊道与障碍区分布

#### 2.3.1 生态廊道分布

生态廊道的价值在于将耕地、园林地、水域等连接形成更为完整的生态系统和提高其空间服务价值<sup>[10]</sup>，主要承担物种迁移的传输通道、生物生存繁殖的生境等基础功能，同时承担防风滤污的保护隔离和生态景观建设等生态修复功能。利用GIS工具Linkage Mapper判别，通过生态源地的矢量图和阻力面的栅格图来创建它们之间最小成本路径(Least-Cost-Path)，作为生态源地间的生态廊道，结果见图3。

经统计，2000年、2008年、2016年生态廊道分别为58条、66条、44条，总长度分别为15.74 km、205.19 km、144.76 km；分散的生态源地会导致生态廊道单个长度变短、总体数量增多和总长度增加。2000-2008年生态廊道在<1.5 km、>4.5 km范围内呈现

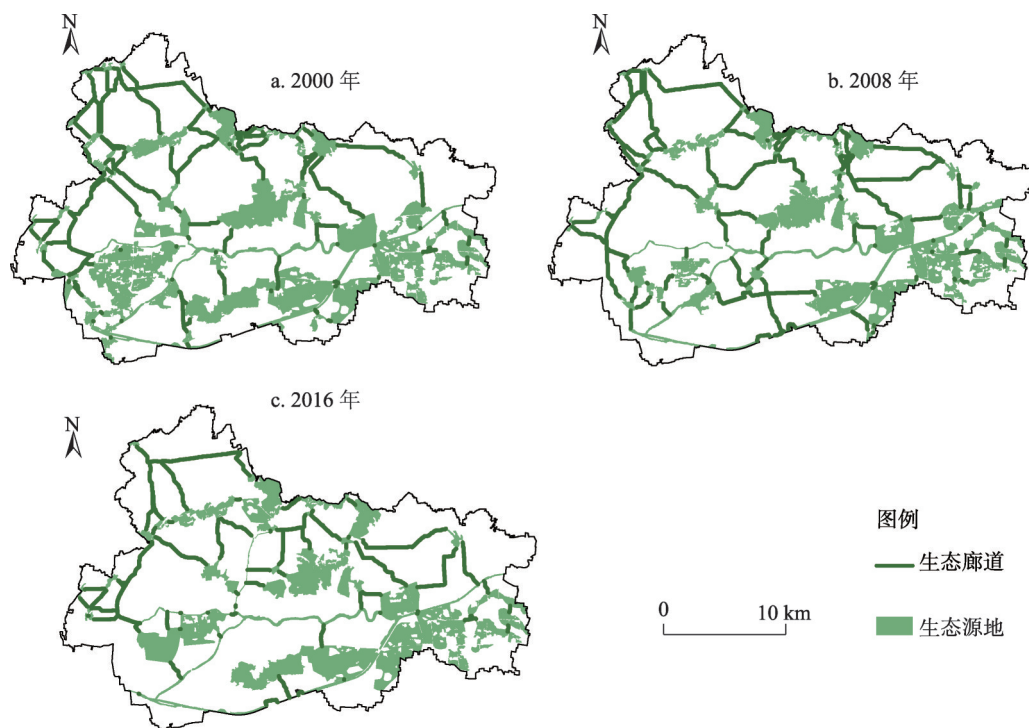


图3 2000-2016年贾汪区生态源地和生态廊道分布

Fig. 3 Distribution of ecological source and corridors in Jiawang district in 2000-2016

增长趋势, 在 1.5~4.5 km 范围内呈现下降趋势, 主要原因是持续煤炭开采和城镇化建设导致的坑塘水面和建设用地增加, 割裂生态源地连接水平, 导致生态廊道长度呈现两极分化与适中长度生态廊道的减少; 2008-2016生态廊道在各长度范围内总体上呈现下降趋势, 其主要原因是贾汪区采取生态乡镇建设、农村环境连片综合整治、采煤塌陷地生态修复等措施, 一定程度上促进生态源地集中连片分布与生态源地间所需生态廊道数量的减少。

2000年、2008年、2016年生态廊道分布整体呈明显的空间相似性, 主要分布在江庄镇、青山泉镇, 呈树枝状从西北向南部延伸; 在南北方向上, 生态廊道沿着地势平坦耕地、大洞山风景区等风景名胜区分布; 在东西方向上, 生态廊道沿着大运河、不老河等河流水系向南北方向延伸。生态廊道在贾汪区北部山区分布密度较高, 而在中部、南部、西南地区则分布较为稀疏, 各镇之间存在着显著的内部空间分异差异。

### 2.3.2 障碍区判断

利用 Barrier Mapper 工具在生态廊道构建基础上找出影响生态廊道连接质量的障碍区, 目的在于通过障碍区的改善或去除以促进或增强整体生态系统连接性。障碍区是生态恢复的关键区域, 其恢复可极大地增强生态源地的连通性和减小生态过程的阻力。由图4统计可知, 障碍区面积由2000年的 327.8 km<sup>2</sup>到2008年的 345.6 km<sup>2</sup>, 略有增幅; 2016年锐减至 279.66 km<sup>2</sup>, 降幅达 19.1%; 总体处于下降趋势。主要可能原因是: 2000-2008年延续煤炭开采造成地表塌陷和交通线路的切割等阻断物种迁移途径; 2008-2016年部分矿井逐步关闭, 开始对所有关闭的矿山推进采煤塌陷区综合治理以及各类整治工程, 部分障碍区得到恢复且损毁面积减少。

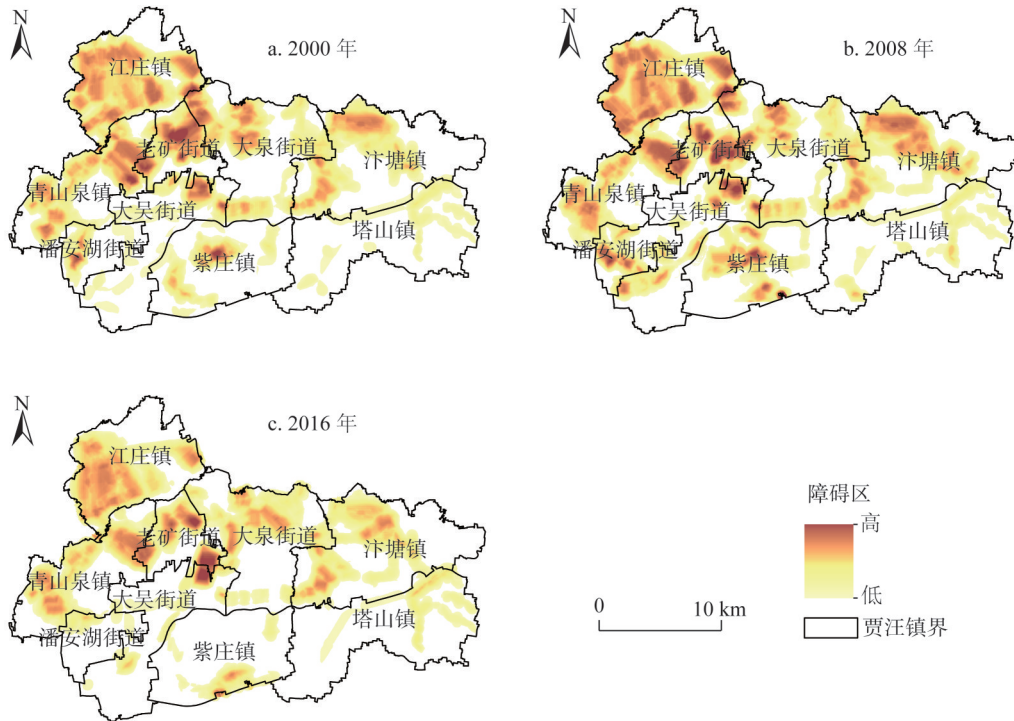


图4 2000-2016年贾汪区障碍区分布

Fig. 4 Distribution of potential barrier areas in Jiawang district in 2000-2016

障碍区多位于生态源地之间或是源地边缘地区，电流密度较大的区域主要分布在京杭大运河以北的区域，以北部和中部较高；其中，江庄镇（18.80%~17.53%~18.54%）、青山泉镇（17.29%~14.18%~17.25%）、汴塘镇（17.73%~19.53%~20.26%）、大泉街道（13.93%~12.24%~15.60%）的障碍区占全区障碍区比例较大。江庄镇、青山泉镇主要是由于地势起伏、京台高速、京沪高铁、国道省道（G310、G206）等密集的交通路网的切割，将园林地、草地以及耕地等自然景观割裂为多个破碎生境斑块；汴塘镇由于生态景观破碎，生态源地斑块小且较少，地处低山丘陵区域，物种迁移较为困难；大泉街道、老矿街道因大洞山和督公山等旅游产业的发展，人类活动频繁、旅游设施建设等，对生态廊道分割作用明显。大吴街道（6.43%~8.20%~3.93%）、塔山镇（8.02%~8.53%~8.87%）和紫庄镇（7.35%~10.18%~5.59%）虽有一定面积障碍区分布，但因集中连片大面积的陆地生态源地分布以及连接生态源地的京杭大运河和不老河的水生态廊道分布，提供并缓解生物避开道路等人工景观实现远距离源地间迁移扩散。

## 2.4 生态修复分区与策略

### 2.4.1 生态修复分区

生态源地是维系生态安全的重点区域，是生态修复需要保护的核心区域，面积为144.38 km<sup>2</sup>，占研究区总面积23.29%；应作为生态保育区进行自然恢复，以现有自然保护区为框架，辅以生态保护。

在生态源地识别的基础上，其余区域按照自然断点法将分区指数划分为三类：生态提升区、生态控制区、生态修复区（图5）。生态提升区面积为189.60 km<sup>2</sup>，占总面积30.58%；以生态源地周边地段或低阻碍区为导向区，生态修复活动导向以保护生态安全



屏障为主，辅以控制城镇建设用地边界。生态修复区以高阻碍区或交通路线缓冲区或采煤塌陷区为范围，面积为182.68 km<sup>2</sup>，占总面积29.64%；生态修复活动导向为水源涵养、生物多样性保护等生态系统支撑能力提升和历史煤矿受损区修复。生态控制区为其他三个区域未覆盖的广大农业用地地区，面积103.34 km<sup>2</sup>，占总面积16.49%；生态修复活动以国家农用地用途管制为依据，发展基础农业或特色农业。

### 2.4.2 主要生态修复策略

贾汪区在“十三五”规划提出“生态立区、建设徐州后花园”的战略目标。加强生态用地保障和生态产品供给，有必要对生态保育、生态提升以及生态修复区进行一系列的生态修复和保护等措施（图6）。

生态保育区是区域发展的自然山水基底，选择以潘安湖、大洞山、督公湖、凤鸣海四个4A级景区和卧龙泉3A级景区进行重点保护与维护；采取生态空间圈层控制，禁止在保育区周围5 km以内建设，对湿地、水源、生态及景观恢复可能造成污染的项目和设施严格控制；借助京杭大运河丰富的水系资源，梳理历史采矿区、塌陷区用地，构建湿地生态效应，形成重要的生态系统保育区域。

生态提升区是区域发展的重要生态屏障，应充分利用乡村生态环境资源，注重保护自然生态和加强成片乡村景观保护，开展丘陵生态特色农业观光；积极推行清洁生产、发展循环经济；加强污染综合治理，着重加强重污染行业的整治力度，限制开发地下水资源，提高自然灾害防御能力。采取治理矿山污染、恢复矿山植被等措施，依托现状水系、山体涵养生态，维护和改善历史矿区生态安全格局。

生态修复区是包含历史采煤塌陷区在内的生态建设重点关注区域，应以生态修复为重点，加强环境治理与生态保护；参照生态功能区划规定，划定并针对不同生态损毁地段

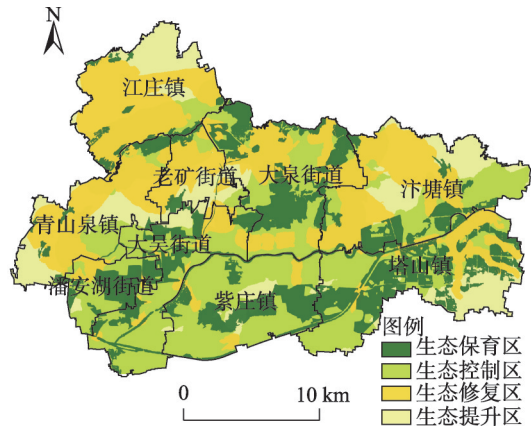


图5 贾汪区生态修复分区示意图

Fig. 5 Zoning of ecological remediation in Jiawang district

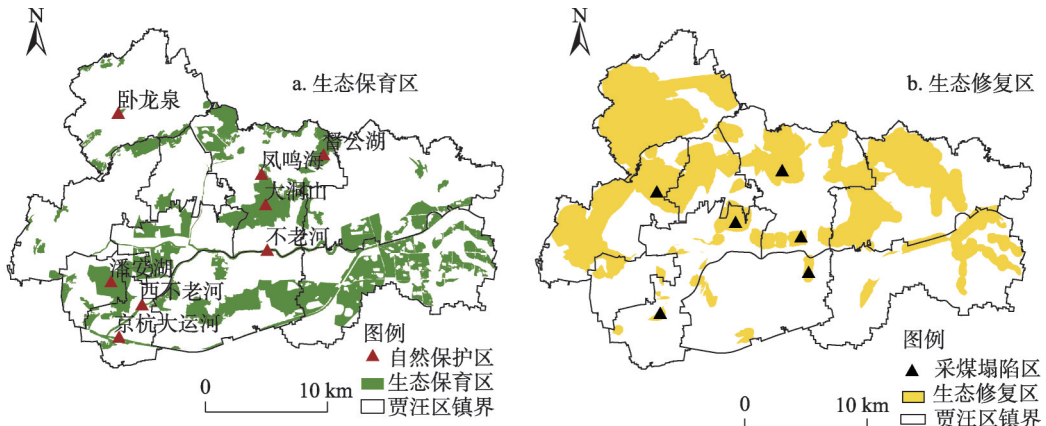


图6 生态修复本底要素与主要修复分区关系

Fig. 6 Relationship of background elements and ecological remediation zones in Jiawang district

或类型采用因地制宜修复策略，如重要生态斑块廊道附近的废弃矿山及宕口，采取生态重建措施重塑生态环境；塌陷用地采取土地整治措施、合理规划田间沟渠、防护林以及灌溉设施等，保护区域农业资源，对部分耕作土地采取土壤修复策略以保障区域生态安全。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

本文基于生态景观连通性、生态因子敏感性和生态系统服务重要性角度，综合识别了贾汪区2000年、2008年、2016年的生态源地；利用电路理论的连接度模型和经井田边界信息修正的生态阻力面，判別了生态廊道等生态安全格局基本要素与阻碍生态过程的障碍区；采用分区系数划分了全域覆盖的生态修复分区，并提出相应生态修复策略。

研究结果表明：（1）2000年、2008年、2016年生态源地面积分别为137.56 km<sup>2</sup>、101.72 km<sup>2</sup>、119.02 km<sup>2</sup>，生态源地是保障区域生态安全的底线生态用地，主要分布在贾汪区的江庄镇、大泉街道、大吴街道，以耕地、园林地、水域为主；随着城镇化发展和矿井闭坑，生态空间完整性和生态功能稳定性也随之发生变化；贾汪区2000-2016年生态阻力面高值区主要分布在老矿街道、大吴街道，2000-2008年煤炭开采活动频繁以及开发建设活动导致区域阻力面增加，随着矿井逐步关闭，2008-2016年阻力值呈现减小趋势。（2）2000-2016年生态廊道分别为58条、66条、44条，整体分布呈明显的空间相似性，在植被覆盖较好的低山丘陵区或呈环形沿河流分布；但也存在显著的各镇内部空间分异差异；2000-2016年障碍区明显存在重叠区域，主要分布在京杭大运河以北区域，以北部和中部较高。（3）基于生态源地、障碍区以及生态阻力面将贾汪区划分为生态保育区、生态提升区、生态修复区以及生态控制区四个生态修复分区，各分区面积分别为144.38 km<sup>2</sup>、189.60 km<sup>2</sup>、182.68 km<sup>2</sup>、103.34 km<sup>2</sup>，并提出相应的开发引导和规划管控内容。

#### 3.2 讨论

资源型城市向山水园林城市转变，需要通过采煤塌陷地治理、生态修复等谋划生态转型方向；而通过识别生态安全格局基本构成要素，并实行分区修复与保护是实现区域生态安全与生境安全的基本途径之一。本文在充分考虑生态源地内涵以及时空变化基础上，从生态景观连通性—生态因子敏感性—生态系统服务重要性入手，所选取的生态源地与研究区域重要生态功能区的空间分布基本重合，可以认为本研究识别的生态源地基本可靠；依据电路理论识别障碍区，考虑到贾汪区城镇化速率较快，大范围生态修复的成本高，应该以最小的成本最大限度提高景观连通性，所判别的生态过程障碍区基本位于城镇向外扩张缓冲带或曾是煤炭开采塌陷区域，仅能为宏观生态修复规划分区服务，具体生态修复措施还需因地制宜、因人而异。此外，本文侧重于研究生态廊道所处位置，较少考虑生态修复设计中对生态廊道宽度的要求；在今后的研究中，将尝试探究生态廊道宽度的具体应用需求，以更好地解释生态修复分区范围和修复工程建设地段。

#### 参考文献(References):

- [1] 梁发超, 刘浩然, 刘诗苑, 等. 闽南沿海景观生态安全网络空间重构策略: 以厦门市集美区为例. 经济地理, 2018, 38(9): 231-239. [LIANG F C, LIU H R, LIU S Y, et al. Spatial restructuring countermeasures of landscape ecological security network in Southern Fujian: A case study of Jimei district in Xiamen. Economic Geography, 2018, 38(9): 231-239.]
- [2] 陆禹, 余济云, 罗改改, 等. 基于粒度反推法和GIS空间分析的景观格局优化. 生态学杂志, 2018, 37(2): 534-545. [LU

- Y, SHE J Y, LUO G G, et al. Landscape pattern optimization based on granularity inverse method and GIS spatial analysis. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(2): 534-545.]
- [3] 田雅楠, 张梦晗, 许荡飞, 等. 基于“源—汇”理论的生态型市域景观生态安全格局构建. *生态学报*, 2019, 39(7): 1-10. [TIAN Y N, ZHANG M H, XU D F, et al. Landscape ecological security patterns in an ecological city based on source-sink theory. *Chinese Journal of Ecology*, 2019, 39(7): 1-10.]
- [4] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 等. 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. [CHEN X, PENG J, LIU Y X, et al. Constructing ecological security patterns in Yunfu city based on the framework of importance-sensitivity-connectivity. *Geographical Research*, 2017, 36(3): 471-484.]
- [5] 苏泳娴, 张虹鸥, 陈修治, 等. 佛山市高明区生态安全格局和建设用地扩展预案. *生态学报*, 2013, 33(5): 1524-1534. [SU Y X, ZHANG H O, CHEN X Z, et al. The ecological security patterns and construction land expansion simulation in Gaoming. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(5): 1524-1534.]
- [6] 陆禹, 余济云, 陈彩虹, 等. 基于粒度反推法的景观生态安全格局优化: 以海口市秀英区为例. *生态学报*, 2015, 35(19): 6384-6393. [LU Y, SHE J Y, CHEN C H, et al. Landscape ecological security pattern optimization based on the granularity inverse method: A case study in Xiuying district, Haikou. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(19): 6384-6393.]
- [7] 韩宗伟, 焦熊, 胡亮, 等. 廊道与源地协调的国土空间生态安全格局构建. *自然资源学报*, 2019, 34(10): 2244-2256. [HAN Z W, JIAO S, HU L, et al. Construction of ecological security pattern based on coordination between corridors and sources in national territorial space. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(10): 2244-2256.]
- [8] PENG J, ZHAO S Q, DONG J Q, et al. Applying ant colony algorithm to identify ecological security patterns in megacities. *Environmental Modelling and Software*, 2019, 117: 214-222.
- [9] PENG J, YANG Y, LIU Y, et al. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. *Science of The Total Environment*, 2018, 644: 781-790.
- [10] 朱军, 李益敏, 余艳红. 基于GIS的高原湖泊流域生态安全格局构建及优化研究: 以星云湖流域为例. *长江流域资源与环境*, 2017, 26(8): 1237-1250. [ZHU J, LI Y M, YU Y H. Study of construction and optimization of ecological security pattern of lake basin in plateau based on GIS: A case study of Xingyun Lake Basin. *Resource and Environment in the Yangtze Basin*, 2017, 26(8): 1237-1250.]
- [11] 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. *自然资源学报*, 2019, 34(4): 771-784. [HUANG M Y, YUE W Z, FENG S R, et al. Analysis of spatial heterogeneity of ecological security based on MCR model and ecological pattern optimization in the Yuexi county of the Dabie Mountain Area. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(4): 771-784.]
- [12] 李慧, 李丽, 吴帆胜, 等. 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. [LI H, LI L, WU G S, et al. Analysis of the landscape-level connectivity of the Yunnan snub-nosed monkey habitat based on circuit theory. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(6): 2221-2228.]
- [13] 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. [SONG L L, QIN M Z. Identification of ecological corridors and its importance by integrating circuit theory. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(10): 3344-3352.]
- [14] REY F, BIFULCO C, BISCHETTI G, et al. Soil and water bioengineering: Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. *Science of The Total Environment*, 2019, 684: 1210-1218.
- [15] 王维, 贾文涛. 生态文明理念下的国土综合整治与生态保护修复. *中国土地*, 2019, (5): 29-31. [WANG W, JIA W T. Comprehensive land management and ecological protection and restoration under the concept of ecological civilization. *China Land*, 2019, (5): 29-31.]
- [16] JELLINEK S, WILSON K A, HAGGER V, et al. Integrating diverse social and ecological motivations to achieve landscape restoration. *Journal of Applied Ecology*, 2019, 56(1): 246-252.
- [17] 卞正富, 雷少刚, 金丹, 等. 矿区土地修复的几个基本问题. *煤炭学报*, 2018, 43(1): 190-197. [BIAN Z F, LEI S G, JIN D, et al. Several basic scientific issues related to mined land remediation. *Journal of China Coal Society*, 2018, 43(1): 190-197.]
- [18] 邹长新, 王燕, 王文林, 等. 山水林田湖草系统原理与生态保护修复研究. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(11): 961-967. [ZOU C X, WANG Y, WANG W L, et al. Theory of mountain-river-forest-farmland-lake-grass system and ecological protection and restoration research. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(11): 961-967.]
- [19] 周升强, 赵凯. 草地退化生态修复工程实施绩效评价: 基于异质性农牧民满意度的新视角. *干旱区资源与环境*, 2019, 33(9): 43-49. [ZHOU S Q, ZHAO K. Evaluation on the effect of grassland degradation ecological restoration project: A new perspective of heterogeneous farmers and herdmen's satisfaction. *Journal of Arid Land Resources and Envi-*

- ronment, 2019, 33(9): 43-49.]
- [20] 陈玉碧, 黄锦楼, 徐华清, 等. 内蒙古半干旱生态脆弱矿区生态修复耦合机理与产业模式. 生态学报, 2014, 34(1): 149-153. [CHEN Y B, HUANG J L, XU H Q, et al. The coupling mechanism and industrialization mode of ecological restoration in the weak semi arid mining area of Inner Mongolia. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(1): 149-153.]
- [21] WANG J Y, LIU Y J, LI Y R. Ecological restoration under rural restructuring: A case study of Yan'an in China's Loess Plateau. *Land Use Policy*, 2019, 87: 1-9.
- [22] 闫美芳, 王璐, 郝存忠, 等. 煤矿废弃地生态修复的土壤有机碳效应. 生态学报, 2019, 39(5): 1838-1845. [YAN M F, WANG L, HAO C Z, et al. Effects of ecological restoration on soil organic carbon in post-mining lands. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(5): 1838-1845.]
- [23] 刘俊国, 赵丹丹, 叶斌. 雄安新区白洋淀生态属性辨析及生态修复保护研究. 生态学报, 2019, 39(9): 3019-3025. [LIU J G, ZHAO D D, YE B. Ecological attributes, restoration, and protection of the Baiyangdian in Xiong'an New Area. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(9): 3019-3025.]
- [24] NAGEL R, DURKA W, BOSSDORF O, et al. Rapid evolution in native plants cultivated for ecological restoration: Not a general pattern. *Plant Biology*, 2018, 21(3): 551-558.
- [25] 刘佳, 尹海伟, 孔繁花, 等. 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. [LIU J, YIN H W, KONG F H, et al. Structure optimization of circuit theory-based green infrastructure in Nanjing, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(12): 4363-4372.]
- [26] 曹世雄, 刘伟, 赵麦换, 等. 延安市生态修复双赢模式实证研究. 生态学报, 2018, 38(22): 7879-7885. [CAO S X, LIU W, ZHAO M H, et al. Test of a win-win path for ecological restoration in Yan'an city, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(22): 7879-7885.]
- [27] TÖRÖK K, HORVÁTH F, KÖVENDI-JAKÓ A, et al. Meeting Aichi Target 15: Efforts and further needs of ecological restoration in Hungary. *Biological Conservation*, 2019, 235: 128-135.
- [28] SYLVAIN Z A, BRANSON D H, RAND T A, et al. Decoupled recovery of ecological communities after reclamation. *PeerJ*, 2019, 7: e7038, Doi:10.7717/peerj.7038.
- [29] 杨艳平, 罗福周, 王博俊. 基于朴门设计的煤矿废弃地生态修复规划研究. 自然资源学报, 2018, 33(6): 1080-1091. [YANG Y P, LUO F Z, WANG B J. Research on ecological restoration planning of coal mine wasteland based on permaculture design. *Journal of Natural Resources*, 2018, 33(6): 1080-1091.]
- [30] 蒙古军, 王雅, 王晓东, 等. 基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建. 长江流域资源与环境, 2016, 25(7): 1052-1061. [MENG J J, WANG Y, WANG X D, et al. Construction of landscape ecological security pattern in Guiyang based on MCR model. *Resource and Environment in the Yangtze Basin*, 2016, 25(7): 1052-1061.]
- [31] 李佳铭, 余建辉, 张文忠. 中国采煤沉陷区空间格局与治理模式. 自然资源学报, 2019, 34(4): 867-880. [LI J M, YU J H, ZHANG W Z. Spatial distribution and governance of coal-mine subsidence in China. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(4): 867-880.]
- [32] 李保杰, 顾和和, 纪亚洲. 复垦矿区生态系统服务价值空间分异研究: 以徐州市贾汪矿区为例. 中国矿业大学学报, 2014, 43(4): 750-756. [LI B J, GU H H, JI Y Z. Spatial heterogeneity of ecosystem service value of reclaimed land in mining area: A case study of Jiawang mining area in Xuzhou city. *Journal of China University of Mining and Technology*, 2014, 43(4): 750-756.]
- [33] 廖程浩, 刘雪华. 阳泉煤炭开采对区域植被影响范围的3S识别. 自然资源学报, 2010, 25(2): 185-191. [LIAO C H, LIU X H. Identifying the mining impact range on the vegetation of Yangquan Coal Mining Region by using 3S technology. *Journal of Natural Resources*, 2010, 25(2): 85-191.]
- [34] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 煤矿区采空区岩土工程勘察规范 GB 51044-2014. [Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China. Code for geotechnical engineering investigation in mined-out area GB 51044-2014.]
- [35] HELI S, RISTO V, VILLE S, et al. Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota?. *Biological Conservation*, 2014, 170: 10-19.
- [36] MCRAE B, HALL S, BEIER P, et al. Where to restore ecological connectivity?: Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PLoS One*, 2012, 7(12): e52604, Doi:10.1371/journal.pone.0052604.
- [37] 田美荣, 高吉喜, 宋国宝, 等. 基于主导生态功能与生态退化程度的生态修复分区研究. 生态与农村环境学报, 2017, 33(1): 7-14. [TIAN M R, GAO J X, SONG G B, et al. Zoning for ecological remediation by dominant ecological function and ecological degradation degree. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(1): 7-14.]
- [38] 彭建, 李慧蕾, 刘焱序, 等. 雄安新区生态安全格局识别与优化策略. 地理学报, 2018, 73(4): 701-710. [PENG J, LI H L, LIU Y X, et al. Identification and optimization of ecological security pattern in Xiong'an New Area. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(4): 701-710.]

## Ecological remediation zoning of territory based on the ecological security pattern recognition: Taking Jiawang district of Xuzhou city as an example

NI Qing-lin<sup>1</sup>, HOU Hu-ping<sup>1,2</sup>, DING Zhong-yi<sup>1,2</sup>, LI Yi-bo<sup>3</sup>, LI Jin-rong<sup>1</sup>

(1. School of Environment Science and Spatial informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, Jiangsu, China; 2. Jiangsu Key Laboratory of Resources and Environmental Information Engineering, CUMT, Xuzhou 221116, Jiangsu, China; 3. Xuzhou Institute of Ecological Civilization Construction, Xuzhou 221008, Jiangsu, China)

**Abstract:** Ecological security pattern is crucial for implementing the systematic ecological remediation in the resource-exhausted city. It can assist the government in clarifying and facilitating the orientations and priorities in ecological remediation practices. An ecological remediation zoning of territory based on the ecological security is proposed. In the framework, three-phrase remote sensing images, historical mine information, and GIS spatial analysis are utilized. With the application of the paradigm of ecological pattern research, the essential elements of an ecological pattern are obtained. Ecological source areas are recognized from the perspectives of connectivity, sensitivity, and importance. The ecological resistance surface was revised based on the information of the past minefield boundary. By the application of circuit theory, ecological corridors, and other possible areas of ecological processes were identified. Based on the space superposition of the ecological-source area, barrier area, and resistance surface, the ecological remediation zones are delineated along with the consideration of the needs of ecological restoration, the difficulty of ecological processes, and the characteristics of ecological factors. A case study of Jiawang district in Xuzhou city, Jiangsu province is used to demonstrate the application of the proposed method. Results indicate that the average area of ecological sources accounts for almost 20% of the whole district in 2000, 2008 and 2016. The percentage of ecological sources rose before 2008 and fell after 2008 because of urbanization and mine closure. On the contrary, the change of the ecological resistance surface has an opposite trend due to the fact that urbanization becomes the dominant factor. In the past three phrases, the distributions of ecological corridors have an obvious spatial similarity overall, but differentiation within each town. These corridors are either along the rivers or in the low hilly area with good vegetation coverage. However, they are sparsely distributed in the central-, southern-, and southwestern parts of the region. The barrier areas are overlapping among different phrases and sitting to the northern side of the Beijing-Hangzhou Grand Canal, in which obstruction level is higher in the northern and central parts. Due to the treatment of the subsidence area after mine closure, the area of barrier began to decline. Four ecological restoration zones, namely ecological conservation zone, ecological upgrading zone, ecological restoration zone and ecological control zone, are divided into areas of 144.38 km<sup>2</sup>, 189.60 km<sup>2</sup>, 182.68 km<sup>2</sup> and 103.34 km<sup>2</sup>, respectively. These findings can provide spatial guidance for ecological transformation and ecological remediation in Jiawang district.

**Keywords:** ecological remediation zoning; ecological security pattern; circuit theory; Jiawang district