

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2023.04.019.

翟培秀, 李飞雪, 邱小倩, 等. 长三角地区景观生态风险时空演变评估[J]. 水土保持研究, 2023, 30(4): 245-255.

ZHAI Peixiu, LI Feixue, QIU Xiaoqian, et al. Assessment on Spatialtemporal Evolution of Landscape Ecological Risk in the Yangtze River Delta [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(4): 245-255.

长三角地区景观生态风险时空演变评估

翟培秀¹, 李飞雪^{1,2}, 邱小倩¹, 申婷¹

(1.南京大学 地理与海洋科学学院 江苏省地理信息技术重点实验室/自然资源部国土卫星遥感应用重点实验室, 南京 210023; 2.江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京 210023)

摘要: [目的] 分析景观生态风险的发生机制, 改善风险评估框架进而评估长三角地区各类景观生态风险, 为长三角地区生态风险管控和生态文明建设提供参考。 [方法] 基于适应性循环理论“潜力-连通性-恢复力”三维视角构建生态受损概率指标体系, 以生态系统服务为评价终点, 从生态系统服务和生态受损概率两方面综合评估了长三角地区2000年、2010年、2020年景观生态风险, 并判定研究区所处的风险适应性阶段。 [结果] (1) 长三角地区生态系统服务指数总体表现为升高趋势, 并呈现南高北低的空间格局; (2) 生态受损概率呈现南低北高、西低东高的空间特征, 时序变化特征为围绕城市建成区先扩展后收缩; (3) 景观生态风险总体较低, 中低风险区域占大比例, 高风险区集中在城市建成区周围, 部分快速发展城市的生态风险值逐渐升高; (4) 从适应性循环阶段来看, 长三角地区部分地区已开始从快速发展向稳定可持续发展转变, 处于开发阶段的区域减少, 处于释放阶段的区域增加。 [结论] 适应性循环理论能够阐明生态本底、景观格局和动态过程之间的关系及其对景观生态风险的作用机制, 可以较好地融入生态风险预测框架, 提高景观生态风险预测的有效性、准确性。

关键词: 景观生态风险评价; 适应性循环理论; 生态系统服务; 长三角地区

中图分类号: X171.1; X826

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2023)04-0245-11

Assessment on Spatial-temporal Evolution of Landscape Ecological Risk in the Yangtze River Delta

ZHAI Peixiu¹, LI Feixue^{1,2}, QIU Xiaoqian¹, SHEN Ting¹

(1. Jiangsu Provincial Key Laboratory of Geographic Information Science and Technology / Key Laboratory for Land Satellite Remote Sensing Applications of Ministry of Natural Resources, School of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China; 2. Jiangsu Province Geographic Information Resources Development and Utilization Collaborative Innovation Center, Nanjing 210023, China)

Abstract: [Objective] This study aims to reveal the occurrence mechanism of landscape ecological risk (LER), improve the ecological risk assessment framework (ERAF) to evaluate various LERs in the Yangtze River Delta (YRD) region, so as to provide a reference for ecological risk management and ecological civilization construction in the YRD region. [Methods] This study took ecosystem services as the evaluation endpoint and constructed a probability of ecological damage index system based on the three-dimensional perspective of ‘potential-connectivity-resilience’ of the adaptive cycle theory, and comprehensively assessed the LER of the YRD region in 2000, 2010 and 2020 in terms of ecosystem services and probability of ecological damage. [Results] (1) The overall ecosystem service capacity of the YRD region showed an increasing trend and a spatial pattern of high in the south and low in the north. (2) The probability of ecological damage showed a spatial characteristic of low in the south and high in the north, low in the west and high in the east,

收稿日期: 2022-05-19

修回日期: 2022-06-08

资助项目: 国家自然科学基金“个体动态空间决策及其驱动下的城市空间增长模拟研究”(41671386)

第一作者: 翟培秀(1997—), 男, 山东淄博人, 硕士研究生, 研究方向为土地利用变化与生态风险评价。E-mail: mg20270095@smail.nju.edu.cn

通信作者: 李飞雪(1983—), 女, 黑龙江齐齐哈尔人, 博士, 副教授, 主要从事区域生态安全研究。E-mail: njulifeixue@163.com

<http://stbcj.paperonice.org>

and the temporal change was characterized by expansion and then contraction around the built-up urban areas. (3) The LER of the YRD region was generally low, with a large proportion of medium and low-risk areas, and high-risk areas concentrated around the cities, and LER gradually increased in some rapidly developing cities. (4) From the adaptive cycle stage, some areas in the YRD region had started to change from fast development to stable and sustainable development, with fewer areas in the development stage and more areas in the release stage. [Conclusion] The adaptive cycle theory can clarify the relationship among ecological function, landscape pattern and dynamic process and its influence on LER. It can be integrated well into the ERAF and improve effectiveness and accuracy of LER assessment.

Keywords: landscape ecological risk assessment; adaptive cycle theory; ecosystem service; Yangtze River Delta

维持生态系统结构和功能的稳定是人类社会可持续发展的基础。然而,强烈的人类活动(如城市扩张、农牧活动等)和自然因素(如地震、水旱等)对生态过程和景观格局造成了负面影响,导致生境破碎、城市内涝和热岛效应等,威胁自然-人类社会协调发展。景观生态风险评价以判定区域景观组分、结构、功能和过程在人为和自然胁迫压力下所受负面影响的可能性和危害程度为目标^[1-2],能够帮助识别风险潜在时空分布并预估损失。发展景观生态风险评价方法,提高景观生态风险识别和演变趋势研判的时空精度,是有效防控生态风险的先决条件。

景观生态风险评价方法主要包括风险源-汇法、景观指数法和基于生态系统服务的方法。其中风险源-汇法和景观指数法是运用较广泛的方法,两种方法遵循同样的风险表征方式,即 $R = P \times D$, R 为生态风险值, P 为风险概率(生态灾害发生的可能性大小), D 为生态价值或潜在生态损失。两方法的区别在于风险概率和生态损失的表达不同。风险源-汇法立足于具体生态灾害过程,对风险的多源胁迫过程考虑不足;景观指数法使用各类景观指数构建风险评价体系反映多风险源对整体景观的综合风险效应^[3-4],但其风险概率的表征方式缺少具体的生态系统内涵,也缺乏明确的评价终点。生态系统服务为明确风险评价的终点,形成清晰的风险评价结果提供了新的路径^[5],因而成为近年来生态风险评价研究的热点。大量研究在 $R = P \times D$ 模式下引入生态系统服务,对这一模式进行拓展和深化。例如,曹祺文等^[3]构建了基于生态系统服务的景观生态风险评估概念框架,将景观生态风险表达为一定时期内生态系统服务的衰退和生态风险概率的累乘。Kang 等^[6]建立了生态系统服务与生态系统健康相结合的框架,以此评估京津冀地区的生态风险。胡云锋等^[7]以景观生态价值和生态受损概率的乘积作为风险表征,建立城市景观生态风险评估的应用框架。刘珍环^[1]和 Xu^[8]等分别以生态系统服务相对损失量、生态系统服务退化水平等表

达潜在生态损失。综合来看,在 $R = P \times D$ 模式下,生态系统服务能够合理地表达生态价值或潜在生态损失,但风险概率的表征仍存在不足。

如上所述,在 $R = P \times D$ 模式下,风险概率的表征方式尚待改善。主要问题在于学者们较多关注静态的景观特性和生态本底功能,对结构和过程的关注略显不足,特别是忽视了景观结构(如连通性)和生态恢复力等因素在风险形成和发展中的作用。景观连通性结构决定了景观斑块间的相互作用,并通过维持重要的生态过程来减轻景观变化的破坏性影响^[9];恢复力体现景观自身的稳定性、受到干扰后的自组织能力和适应干扰的调节能力^[10]。因此,作为影响整体景观对风险源的响应过程和结果的重要因素,连通性和恢复力应在风险概率计算中予以充分考虑。为克服上述问题,本研究将适应性循环理论引入景观生态风险评价,从潜力、连通性和恢复力 3 个维度构建风险概率评价指标体系,旨在明晰风险概率的生态内涵,提高景观生态风险评价的准确性和有效性。

三角洲地区丰富的资源吸引人类集聚,是地球上人口最稠密地区之一,被 IPCC(联合国政府间气候变化专门委员会)视为生态风险的热点区域^[11]。长三角地区(Yangtze River Delta, YRD)作为我国最发达的三角洲之一,同样面临诸多生态风险。因此本研究以长三角地区为例,考虑生态系统本底功能、景观系统的空间连通性和抵抗干扰的恢复能力组成的适应性循环过程,构建风险概率评价体系,并以关键生态系统服务为风险评价终点,进而从生态系统服务和风险概率两方面综合表征景观生态风险,识别区域景观生态风险的时空特征和演变趋势。

1 研究区概况与研究数据

1.1 研究区概况

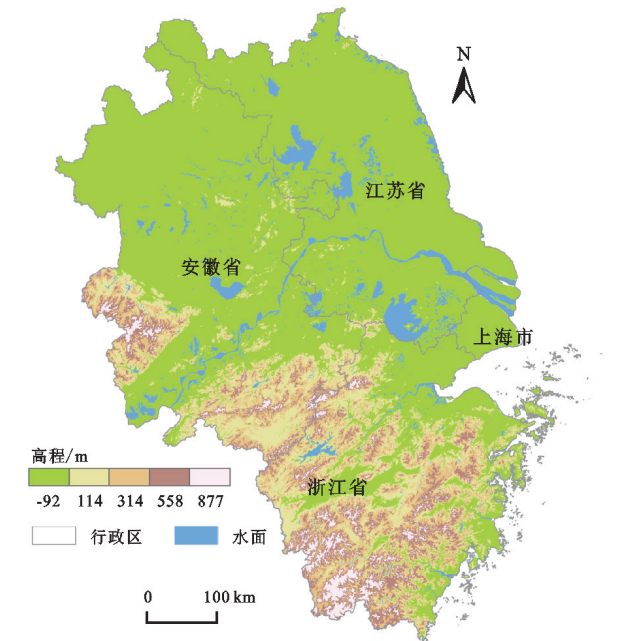
长三角地区范围包括上海市、江苏省、浙江省、安徽省全域,地理坐标为东经 $114^{\circ}54'$ — $122^{\circ}12'$,北纬 $27^{\circ}09'$ — $35^{\circ}20'$,总面积约 $3.58 \times 10^5 \text{ km}^2$ (图 1),是我国经济发展

最活跃、开放程度最高、创新能力最强的区域之一。2000—2020 年,长三角地区人口从 1.98 亿人增长至 2.35 亿人,地区生产总值从 4 230 亿元增长至 244 700 亿元(均按 2020 年价格计算),不透水面比例从 6.8% 增长至 12.3%。如今(2020 年)的长三角以 3.7% 的国土面积聚集了全国 16.7% 的人口,贡献了 24.2% 的国内生产总值。然而伴随经济社会快速发展,长三角地区生态保护和可持续发展面临巨大挑战:长期过度开采地下水导致地面沉降^[12];大量耕地和生态用地转化为建设用地,造成栖息地破碎化^[13],同时加剧了城市热岛效应;城市内涝时有发生,导致水源污染、生态系统失衡等生态问题^[14],更威胁人民生命财产安全。在长三角绿色一体化发展的要求下,有效识别、精准防控生态风险,最终实现生态风险的综合管理已成为迫切需求。

1.2 数据来源及预处理

本研究所需数据及来源详见表 1。NPP 和 NDVI 数据均为 MODIS 数据产品。土地覆被数据来源于 Yang 等^[15] 出版的中国陆地覆盖数据集,根据研究需求将原土地覆盖类别重分类为耕地、林地、草地、水域、不透水面和裸地。夜间灯光数据包括两个版本:2012 年之前年份为 DMSP-OLS 传感器第 4 版数据,2012 年及以后年份为 VIIRS-DNB 传感器第 2 版数

据。为提高数据的一致性,本研究采用李雪萍等^[16] 的方法将两个来源的夜间灯光数据进行校正和拟合。为后续计算方便,并尽量减少数据的信息损失,统一将所有栅格数据的空间分辨率重采样至 500 m,并转换至 UTM 投影坐标系。



注:基于标准地图服务系统下载的审图号 GS(2020)3189 号标准地图制作,底图未做修改,下图同。

图 1 长三角地区区位

表 1 数据来源

数据	来源	分辨率	年份
土壤质地分布	中国科学院资源环境科学数据中心 http:// www.resdc.cn	1000 m	
DEM	地理空间数据云 http:// www.gscloud.cn/	90 m	
NPP	美国地质调查局/美国航空航天局 https://lpdaac.usgs.gov/	500 m	2000,2010,2020
NDVI	美国地质调查局/美国航空航天局 https://lpdaac.usgs.gov/	250 m	2000,2001,2010,2011,2020,2021
年平均降水量	Peng 等 ^[17] https:// doi.org/10.5281/zenodo.3114194	1000 m	1990—2017
年平均气温	Peng 等 ^[17] https:// doi.org/10.5281/zenodo.3185722	1000 m	1990—2017
土地覆被	中国陆地覆盖数据集(CLCD) https:// doi.org/10.5281/zenodo.5210928	30 m	2000,2010,2020
夜间灯光	美国海洋与大气管理局 https:// www.ngdc.noaa.gov/	435 m,870 m	2000,2001,2010—2020
中国省级行政区矢量边界	中国科学院资源环境科学数据中心 http:// www.resdc.cn		2015
中国流域矢量数据集	中国科学院资源环境科学数据中心 https:// www.resdc.cn		2005

2 研究方法

2.1 景观生态风险评估框架

景观生态风险应从景观生态系统价值和景观系统遭受灾害的可能性两方面进行综合评估,景观生态风险值可以表征为景观生态系统价值和生态受损概率的乘积^[3,7]:

Risk= Value× Prob (1)

式中:Risk 为景观生态风险值;Value 为景观生态系统价值;Prob 为生态受损概率。

景观生态系统价值可以根据关键生态系统服务

量来测度。Wood 等^[18] 通过在全球范围内征求专家意见的方式确定了对生态环境可持续发展起关键作用的若干项生态系统服务,包括食物供给、水供给、维持栖息地和生物多样性以及碳储存等服务。受到计算模型和数据可获得性等因素的制约,本研究中景观生态系统价值的计算选取植被固碳服务、水源涵养服务和生境支持服务;同时,研究区内面临较严重的土壤侵蚀、水土流失和城市热岛效应,因此土壤保持服务、气候调节服务也被考虑在内。

生态受损概率是通过分析风险源在环境中的分布、风险源与受体之间潜在或实际的接触或共现的程

度和模式(即暴露特征),以及受体对风险源胁迫的响应^[19](即生态效应),进而量化得到的景观系统遭受生态灾害的可能性。生态适应性循环理论可以将暴露特征和生态效应纳入统一的框架进行分析,因此,本研究借助该理论构建生态受损概率评价指标体系。

2.2 关键生态系统服务内涵与估算方法

研究参考《生态保护红线划定技术指南》^[20]中的定量指标法估算各项生态系统服务能力(表2)。各项生态系统服务的内涵和作用如下。植被固碳服务:植物固碳过程产生的化学能是人类获取食物和原料的最终来源,同时对于维持 CO₂/O₂平衡、提供清洁空气有重要作用。

水源涵养服务:生态系统通过一系列生物物理过程过滤、保留和储存淡水,分解水中的化学物质提供洁净的水资源,此外还维持自然灌溉和排水,缓和河流的极端流量^[21],对于蓄洪抗旱具有重要意义。生境支持服务:健康的栖息地是直接或间接提供所有生态系统产品和服务的必要先决条件^[21],对于维持物种和遗传多样性至关重要。土壤保持服务:生态系统通过植物根系固持土壤、减缓侵蚀,保护土壤资源不被流失,使土地保持较高生产力和持续利用价值。气候调节服务:植被的蒸腾作用和反照率特性会在局地尺度影响气温和降水,本文主要考虑植被的吸热降温作用。

表2 关键生态系统服务估算方法

生态系统服务	估算方法
植被固碳服务	NPP 是单位面积单位时间内绿色植物呼吸消耗后剩下的所生产的有机物质 ^[22] ,能反映植物在自然状态下的固碳能力。本文使用年度 NPP 表征植被固碳服务能力 $WRS = NPP \times F_{sic} \times F_{pre} \times (1 - F_{slo})$ (2)
水源涵养服务	式中:WRS 为水源涵养服务能力指数; F_{sic} 为土壤渗流能力因子,根据土壤质地类型从砂土至黏土在 [0,1] 区间内等间距赋值; F_{pre} 为近 10 年平均年降水量; F_{slo} 为坡度,2° 及以下设定为 0,25° 及以上为 1,中间值进行归一化 $HRS = NPP \times F_{pre} \times F_{tem} \times (1 - F_{alt})$ (3)
生境支持服务	式中:HRS 为生境支持服务能力指数; F_{tem} 为年平均气温,由地面监测站点数据插值得到; F_{alt} 为归一化的高程 $SCS = NPP \times (1 - K) \times (1 - F_{slo})$ (4)
土壤保持服务	式中:SCS 为土壤保持服务能力指数; K 为土壤可蚀性因子,本文参考张科利等 ^[23] 的研究进行计算 $CRS = NPP \times FCV \times F_{alt}$ (5)
气候调节服务	式中:CRS 为气候调节服务能力指数;FCV 为植被覆盖度,基于 NDVI 计算得到,具体算法参见李晶等 ^[24] 的研究

2.3 生态受损概率指标体系构建

适应性循环理论提供了一种整体和动态的方法来理解系统与风险效应之间的复杂相互作用^[11,25]。适应性循环理论指出,系统在潜力-连通性-恢复力三维属性的作用下经历开发-保护-释放-重组 4 个阶段并进行循环发展,即适应性循环^[12,26]。在景观系统对风险源的响应过程中,潜力即景观单元的自身特性和功能;连通性反映系统内景观斑块之间的交互作用;恢复力反映时间维度上系统抵抗外部干扰和自我恢复的能力。即当景观系统受到风险源干扰时,将在以潜力表示的景观单元特性与功能、以连通性表示的景观结构和以恢复力表示的景观动态过程中作出响应,以维持或恢复稳定状态,从而推动适应循环的演变^[25]。潜力、连通性、恢复力三维属性在定量化过程中分别对应空间数据图层的静态像元属性值、空间分析中的邻域关联特征以及时间变化过程中的趋势判定^[27]。基于此,研究从“潜力”“连通性”和“恢复力”3 个维度建立景观生态受损概率评价指标体系(表3),用于指示景观遭受生态灾害的可能性大小。其中,系统潜力主要考虑景观斑块的自身性质和经济活动的

干扰,采用土地利用类型、夜间灯光强度和距建设用地距离表示。连通性主要考虑景观格局特征,采用景观分离度、景观蔓延度和景观生态邻接系数表达。景观分离度反映景观受到特定干扰时系统崩溃的概率,景观类型聚集程度越高系统崩溃的概率越小^[28];景观蔓延度表征景观的稳定性或抵御风险的能力,其值越大,景观脆弱性越低、生态受损的风险越小^[28];景观生态邻接系数表示连通性视角下特定景观类型对相邻景观的干扰^[27]。恢复力主要受外界干扰和自身生态演替两方面影响^[11],研究选取综合体现经济社会发展程度的夜间灯光强度变化趋势和表征生态系统演变的植被覆盖度变化趋势两个指标。本研究在参考相关研究指标权重设置^[27-28]的基础上,基于层次分析法确定各指标权重,并通过一致性检验。各指标的具体计算方法见表4。

研究以栅格为基本评价单元,在计算各项指标时也采用基于风险小区的方式。生态系统服务指数、生态受损概率中潜力维和恢复力维的计算基于栅格单元,景观分离度、景观蔓延度等指标的计算则基于风险小区。研究基于全国流域矢量数据集获取研究区

内 2 220 个小流域作为风险小区,进而计算相关指标。相比于规则格网划分的风险小区,以小流域作为风险小区能够最大限度保留原有的地表自然地理联系,减少由于景观格局整体性把握不足而产生的偏差^[2]。由于部分岛屿面积太小而无法作为风险小区参与分析,因而被筛除。

表 3 景观生态受损概率评价指标体系

维度	指标	内涵	性质	权重
潜力	土地利用类型	人类活动方式对生态的干扰	+	0.152
	夜间灯光强度	经济社会发展情况	+	0.145
	距建设用地距离	城市建成区对周围的干扰	+	0.133
连通性	景观分离度	斑块的聚散程度	—	0.087
	景观蔓延度	斑块的延展性和连通性	—	0.083
	景观邻接风险系数	空间邻接景观之间的相互作用	+	0.152
恢复力	植被覆盖变化趋势	绿色植被的恢复力	—	0.146
	夜间灯光变化趋势	经济社会发展对自然的影响趋势	+	0.102

表 4 各指标计算方法

指标	计算方法
土地利用类型	参照已有研究中的景观脆弱度赋值方式,赋耕地为 0.4,林地为 0,草地为 0.2,水域为 0.1,裸地为 0.6,不透水面为 1 ^[27]
建设用地距离	计算每个栅格至建设用地的距离,并做反向归一化处理。建设用地设为 1,随距离增大而减小,直至为 0
夜间灯光强度	选取 2000 年、2010 年和 2020 年稳定灯光年平均数据,进行归一化处理
景观分离度	计算每个风险小区景观尺度下的分离度指数,然后赋值给小区内每个栅格
景观蔓延度	计算每个风险小区景观尺度下的蔓延度指数,然后赋值给小区内每个栅格
景观邻接风险系数	建立风险源与受体的邻接矩阵(表 5) ^[27] ,表征景观斑块间的相互影响。具体而言,以中心像元为风险受体,以其邻域 8 像元为风险源,将邻域像元中风险系数的最大值赋予中心像元
植被覆盖变化趋势	研究年份后一年与研究年份植被覆盖度的差值,再做归一化处理。若植被增加,则反向归一化至[0,0.5];若降低,则按绝对值正向归一化至[0.5,1]
夜间灯光变化趋势	研究年份后一年与研究年份夜间稳定灯光的差值,再做归一化处理,若灯光增加,则正向归一化至[0.5,1];若降低,则按绝对值反向归一化至[0,0.5]。缺失的 2021 年数据以 2012—2020 年数据经一元线性回归得到

表 5 景观生态风险邻接矩阵

风险受体	风险源					
	耕地	林地	草地	水域	裸地	不透水面
耕地	0	0	0	0.2	0.6	0.8
林地	0.4	0	0	0.1	0.6	0.9
草地	0.4	0	0	0.1	0.6	0.9
水域	0.5	0	0	0	0.6	0.9
裸地	0	0	0	0	0.7	1
不透水面	0	0	0	0.4	0.8	1

2.4 风险适应性阶段落位

适应性循环理论一般把潜力、连通性、恢复力 3 个属性分别分为两个名义水平(高和低),以 3 个属性不同水平的组合定位系统所处的适应性循环阶段。然而,适应性循环的 4 个阶段仅对应了 8 种(2³)属性组合方式中的 4 种,另外 4 种则被认为是病理状态^[29](表 6)。在景观生态系统的风险适应性周期中,开发阶段对应了景观系统遭受人类强烈干扰的过程,恢复力由高转低,生态风险相应升高;保护阶段生态风险达到最高,系统面临崩溃的临界点,此阶段需要强有力的人为生态保护措施使潜力风险降低,使景观

系统安全度过风险阈值;而后进入生态风险逐渐降低的释放阶段;在重组阶段景观系统的恢复力升高,表明此阶段系统已基本适应本轮风险,但可能出现新的不确定性因素使潜力风险升高,并推动景观系统进入下一轮适应性循环。目前适应性循环理论对病理状态的研究相对较少,一般认为该状态下系统处于发展缓慢甚至停滞时期^[29],生态风险保持基本稳定。本文将属性值经零均值标准化处理后,根据表 6 逐栅格进行适应性阶段落位。

表 6 系统属性对应的适应性阶段和状态

阶段/状态	潜力	连通性	恢复力
开发	低	低	高
保护	高	高	低
释放	低	高	低
重组	高	低	高
病理状态	低	低	低
	高	高	高
	低	高	高
	高	低	低

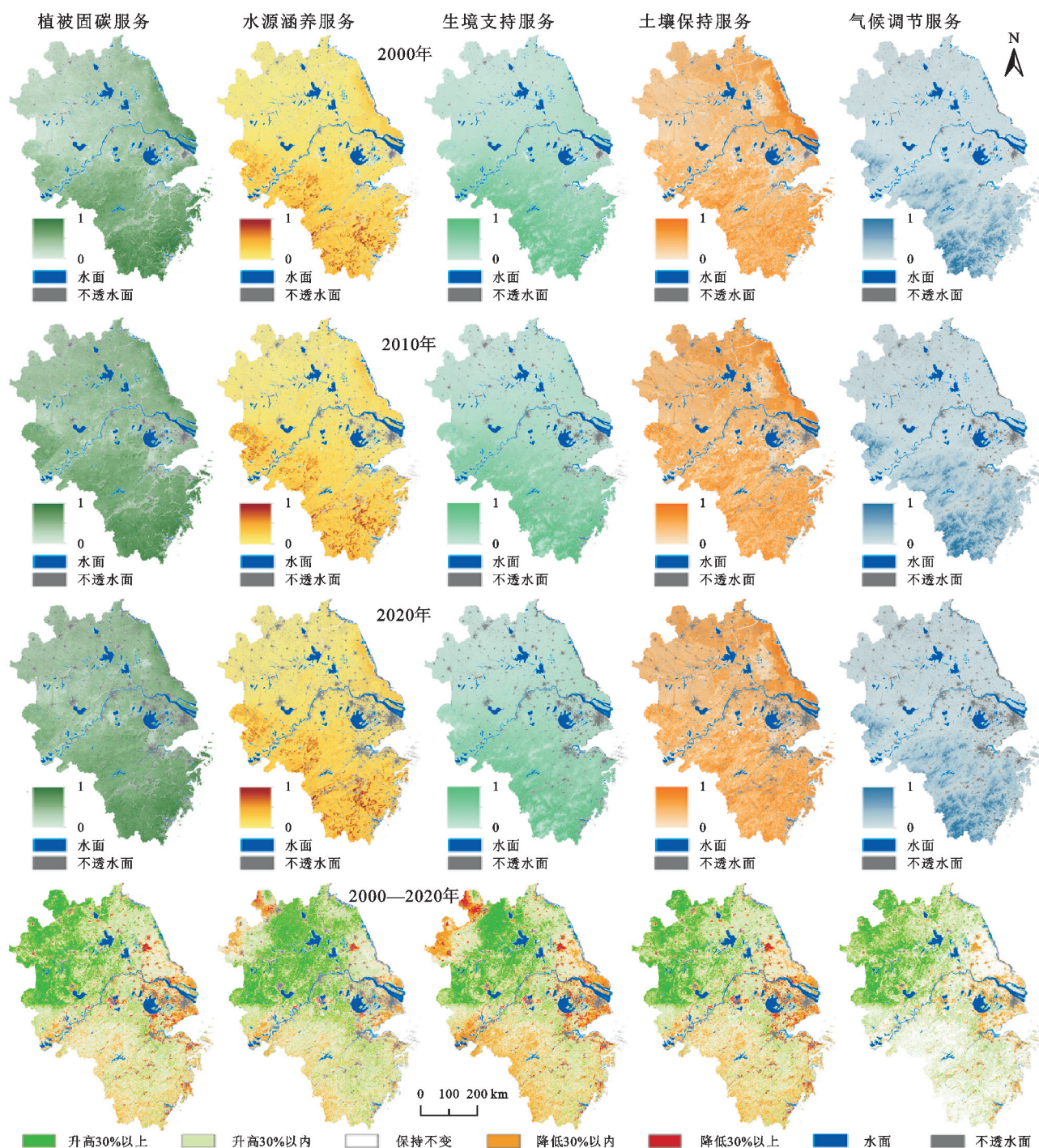


图 2 长三角地区生态系统服务时空分布

3 景观生态风险评估结果

3.1 生态系统服务时空分异

以定量指标法估算研究区生态系统服务指数(图 2),并计算和统计 2000—2020 年指数变化情况和指数年平均值(表 7)。从生态系统服务指数年平均值来看,各项生态系统服务都有不同程度的提高。从空间分布来看,长三角地区生态系统服务能力总体呈现南高北低的分布格局。南部丘陵地区为大面积森林生态系统,单位面积生态系统服务指数最高;北部平

原分布有大量耕地,生态系统服务指数相对较低;城市建成区(不透水面)周围一般植被覆盖度较低,人类活动强度大,生态系统服务指数最低。

2000—2020 年,各项生态系统服务指数的变化呈现显著的空间差异,西北部普遍升高 30% 以上,东南部降低,降幅大多在 30% 以内。其中,生态系统服务指数升高地区主要为西北部平原和安徽西部地区,生态系统服务下降的区域主要分布于城镇周边和沿江、沿湖地带,人类活动是生态系统服务降低的重要因素。植被固碳服务指数年均值升高,指数升高区域主要分布在西北部

平原和大别山地区,下降区域主要集中在城市建成区以及河流、湖泊周围,上海及其周围地区较严重,下降原因可能是这类区域人类活动强度大,植被减少,因而 NPP 降低。水源涵养服务指数和生境支持服务指数的年平均值都有升高,空间分布情况也相似,西北方向的阜阳市、亳州市、宿州市部分地区生态服务指数下降超 30%,下降原因是该区域范围内近 10 a 年平均降水量与 1991—2000 年年平均降水量相比有所减少。土壤保持服务指数年均值升高,且经历了先升后降的过程,指数

升高区域主要分布在西北部平原和大别山地区,原因是该区域 NPP 升高;下降区域主要集中在城市建成区以及河流、湖泊周围,主要取决于土壤质地、土壤可蚀性因子等性质。气候调节服务指数变化相对最小,80% 的区域保持不变或有升高,降低区域主要分布在城市建成区周围,原因可能是植被覆盖度降低。此外,安徽西部大别山地区各项生态系统服务指数均明显升高,原因在于 2013 年相关部门出台针对性措施,限制过度樵采,并完成了大面积的退耕还林。

表 7 2000—2020 年生态系统服务指数及其变化

服务类型	生态系统服务指数均值			2000—2020 年各类变化区面积占比/%				
	2000 年	2010 年	2020 年	降低 30%以上	降低 30%以内	保持基本不变	升高 30%以内	升高 30%以上
植被固碳服务	0.336	0.400	0.366	2.83	15.88	19.24	39.16	22.89
水源涵养服务	0.090	0.090	0.101	1.76	14.77	16.60	37.81	29.05
生境支持服务	0.192	0.173	0.195	3.87	24.27	19.42	33.16	19.27
土壤保持服务	0.269	0.306	0.289	3.10	19.43	20.73	37.45	19.29
气候调节服务	0.095	0.096	0.098	7.86	12.73	32.30	29.25	17.85

3.2 生态受损概率时空分布

长三角地区生态受损概率总体呈现南低北高、西低东高的分布格局,2000—2020 年高受损概率区域随时间出现先扩张后收缩的变化特征(图 3)。2000 年,生态受损概率的高值区主要分布在上海、杭州等城市的建成区及其周围,零星分布于北部平原地区和浙江沿海城市。2000—2010 年生态受损概率高值区以城市建成区为核心向外扩展,呈现苏南城市群—上海—环杭州湾连片分布,浙江金华市、衢州市建成区,富春江流域以及台州市、温州市沿海地带的高值区同

样出现轻度蔓延。2010 年后,生态保护红线相关政策相继出台,长三角三省一市陆续开展划定工作,对建设用地扩张起到约束效果,一定程度上缓解了生态受损概率高值集聚现象。至 2020 年,生态受损概率高值区分布有较明显收缩,区域内不再呈现高生态受损概率的大规模连片分布。安徽省、江苏省一些城市的生态受损概率仍然维持较高水平,如合肥、南通、扬州、盐城等,该类城市处于人口集聚、城区扩张阶段,社会经济发展相对于生态保护仍处于较高优先级,因而生态受损概率逐渐升高。

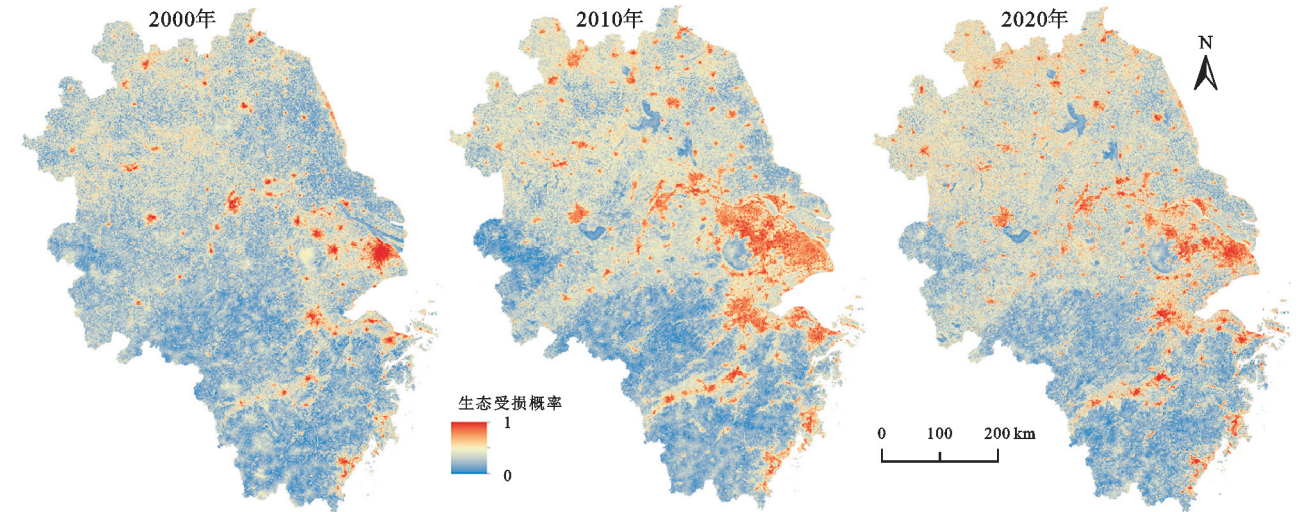


图 3 长三角地区生态受损概率时空分布

3.3 景观生态风险时空特征

按照自然间断法对各项生态风险进行等级划分(图 4),并统计各等级风险面积占比和 2000—2020 年风险变化情况(表 8)。总体而言,2000—2020 年,长三角地区中低风险区占比较高,各年份均达到

80%,较高风险、高风险区集中在城市建成区(不透水面)周围。通过缓冲区分析统计发现,在城市建成区 5,10,20 km 范围内的生态风险平均值高于远离城市建成区的区域,并且距离城市建成区越近,生态风险值越高。水源涵养风险、生境支持风险、气候调节风

险呈现较为明显的南高北低分布特征。从景观生态风险的变化趋势来看,尽管长三角地区整体风险处于低位,但值得注意的是较高风险、高风险区占比小幅升高。20年来,较高、高风险区占比增加最多的是土壤保持风险,增加4.6%;其次是植被固碳风险和生境支持风险,分别增加2.2%,2.1%;气候调节风险和水源涵养风险增幅最小,分别增加1.5%,1.3%。

2000—2020年,长三角地区面临较为严峻的土壤保持风险,24.0%的区域风险等级升高,维持高风险区占8.3%。土壤保持风险受土壤质地的影响较大,在沿江、沿海地带易受到侵蚀作用,因而风险相对严重,如浙江中部的衢江流域、东南沿海和舟山群岛,

江苏北部、南部和上海也表现出较高的土壤流失风险,并且呈现恶化趋势。植被固碳风险整体有所上升,风险升高区占25.1%,主要分布于上海周边地区、浙江沿海城市。生境支持风险总体上升,风险升高区和维持高风险区分别占15.8%,5.6%,主要分布于浙江中部和浙江东南沿海地区。主要原因在于城市扩张和其他人类活动产生强干扰,导致植被减少或景观破碎化、绿色景观连通性降低,生态受损概率相应升高。气候调节风险和水源涵养风险的时空分布特征类似,总体水平较低,长三角地区分别有78.0%,65.6%的区域属于维持低风险区,较高风险、高风险区占比均稳定在5%左右。

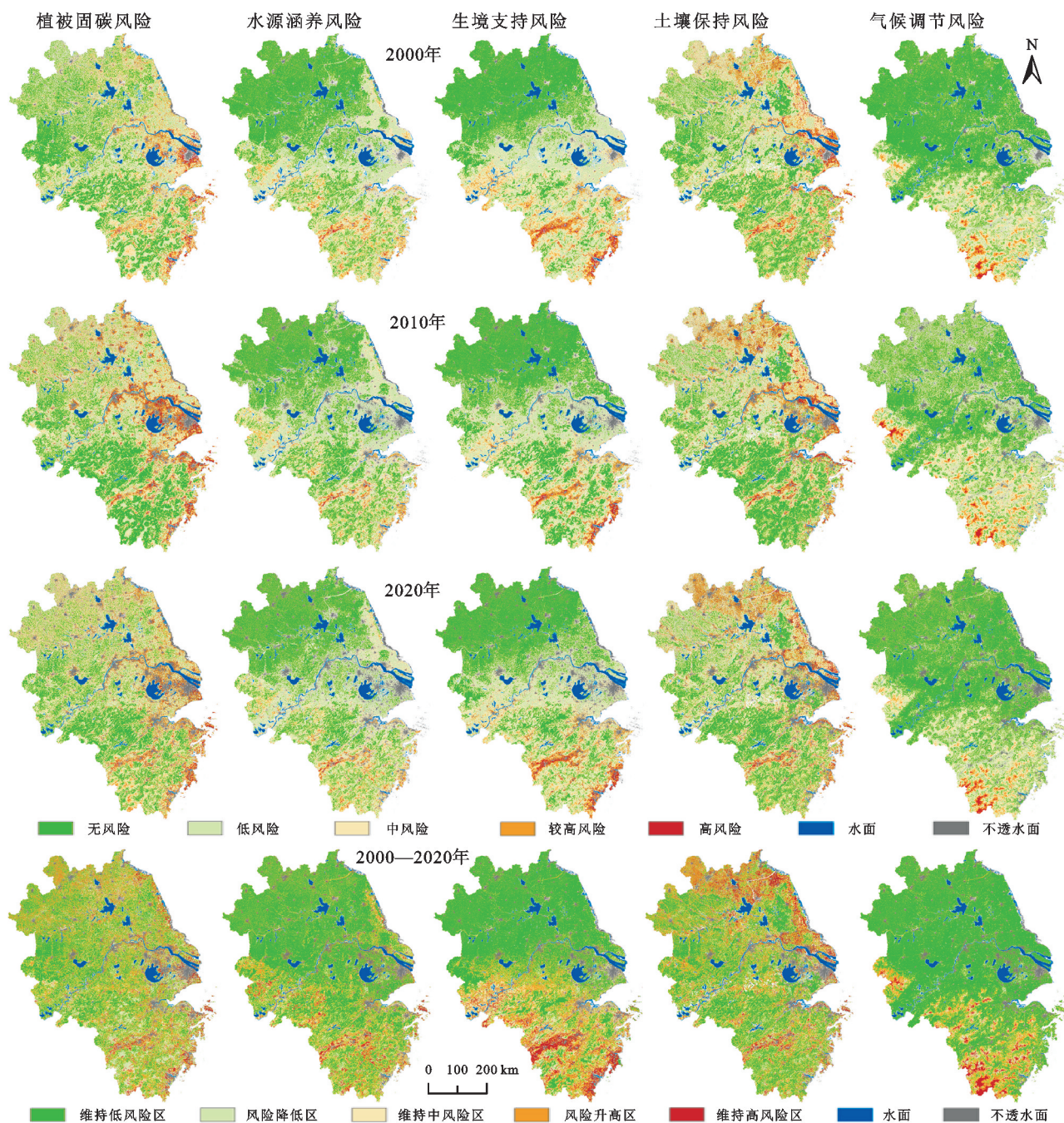


图4 长三角地区自然景观生态风险时空分布

表 8 2000—2020 年长三角各等级风险区和风险变化分区面积占比 %

风险类型	年份	各等级风险占比					2000—2020 年各类风险变化区面积占比				
		无风险	低风险	中风险	较高风险	高风险	维持低风险区	风险降低区	维持中风险区	风险升高区	维持高风险区
植被固碳风险	2000	25.8	34.1	25.3	11.8	3.0					
	2010	20.5	34.2	26.3	15.0	4.1	39.1	22.0	8.1	25.1	5.7
	2020	24.0	32.6	26.3	13.6	3.5					
水源涵养风险	2000	45.5	36.3	13.8	3.7	0.7					
	2010	43.7	36.8	14.6	4.2	0.8	65.6	8.1	6.6	17.0	2.6
	2020	37.7	39.7	17.0	4.7	1.0					
生境支持风险	2000	41.1	31.5	18.1	7.4	1.8					
	2010	38.0	34.2	19.0	7.2	1.7	59.2	10.7	8.6	15.8	5.6
	2020	35.2	32.1	21.4	8.9	2.4					
土壤保持风险	2000	26.8	34.2	24.0	12.0	3.0					
	2010	23.5	33.1	25.5	14.0	3.9	42.9	15.7	9.2	24.0	8.3
	2020	20.8	33.3	26.3	14.9	4.7					
气候调节风险	2000	68.5	19.9	7.7	3.2	0.7					
	2010	60.7	24.2	10.1	4.0	1.0	78.0	6.0	3.8	9.7	2.5
	2020	64.2	20.1	10.4	4.4	1.0					

3.4 景观生态风险适应阶段演进特征

结合适应性循环模型,依据“潜力-连通性-恢复力”三维坐标系逐栅格进行风险适应阶段落位,统计 2000 年、2010 年、2020 年各适应阶段所占的比重(图 5)。2000—2020 年,长三角地区处于开发阶段的区域面积比例一直较高,但其占比出现下降趋势,由 55.1%下降至 44.0%,开发阶段处于人类干扰增强下的快速变化过程,生态风险具有持续升高的可能。处于保护阶段的区域具有较高景观生态风险,系统接近风险临界点,长三角地区该阶段区域的占比约 5%,需要人工干预予以保护。进入释放阶段后生态风险开始下降,长三角地区处于释放阶段的区域由 21.6%升高至 31.8%,说明长三角地区部分快速建设区域已进入风险降低的相对稳定状态。重组阶段是新一轮循环的起点,长三角地区处于该阶段的区域占比较低。此外,长三角地区 20%左右的区域处于病理状态,生态风险处于基本稳定状态,此时应靠外部力量给予景观系统积极性变量(如施行有效的生态保护政策)推动系统向好发展,避免系统僵化和生态风险恶化。

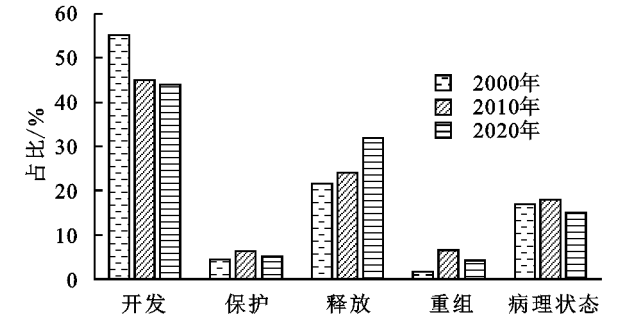


图 5 2000—2020 年长三角地区各风险适应阶段区域面积占比

4 讨论与结论

4.1 讨论

本研究引入适应性循环理论开展景观生态风险评估,以潜力、连通性和恢复力 3 个维度构建生态受损概率指标体系,从静态视角下的景观单元属性和功能、空间邻域视角下的景观连通性格局以及动态变化视角下的景观生态过程考虑景观系统与风险胁迫因子的关联交互作用。相比于以景观脆弱性等景观指数表示的风险概率,本文构建的生态受损概率更具生态涵义,更能反映真实的风险产生机制。在景观生态风险结果的基础上进一步对风险适应性阶段进行识别,有助于认识生态风险动态发展过程,进而为风险管理提供科学合理的依据^[11]。尽管长三角地区生态本底存在差异,20 a 的研究时段内未呈现较为理想的适应性循环周期,但风险适应性阶段落位能为长三角地区景观生态风险的发展阶段提供整体性的认识。

考虑多风险源,实现生态风险的综合表征是传统景观生态风险评价的一大路径,然而一直以来存在评价终点不明确、评价结果缺乏实际落脚点的难题。本研究以生态系统服务作为景观生态风险的评价终点,使景观生态风险评价结果反映人类福祉得失。具体实施路径上,本研究未采用某种合成方法计算总生态系统服务,而是计算各项关键生态系统服务,识别相应的生态风险,生态风险类型、状态更加明确具体,有助于风险管理者聚焦于某项生态风险类型,借助生态系统服务管理等理论方法寻找其所受到的风险胁迫,针对性地制定管控措施。

受限于数据源,本文无法使用更为精确的生物物理模型法测算生态系统服务量,未能衡量区域生态系统服务供给的具体物质量或货币价值,一定程度上削弱了生态系统服务作为风险评估者与管理者交流桥梁的作用。不过 NPP 定量指标法的优势在于其结果可以反映区域生态系统服务综合水平的高低序列,同时也可避免生态系统服务向货币价值转换过程中的不确定性。本文未考虑水体和城市生态系统的生态风险,实际上水体的生态价值巨大,水环境问题在生态环境中十分关键;城市是人类活动强度最大的地域空间,城市生态环境与人类生活密切相关。但这两者性质与陆地自然生态系统存在较大差异,难以嵌入本文的评估框架。在未来研究中需要探索更加合理有效的评估方法,将水生系统和城市系统纳入评估框架,以更全面综合地捕捉生态风险。

4.2 结论

本研究将生态系统服务和适应性循环理论纳入生态风险评估框架,首先以适应性循环理论中的“潜力-连通性-恢复力”三维准则建立生态受损概率指标体系,将在风险响应过程中发挥重要作用却往往被忽视的景观连通性和生态恢复力融入风险发生机制的分析之中,避免了抽象的景观指数堆砌运算,有效地丰富了风险概率的生态内涵;其次,为了连接生态风险变化与人类福祉得失,本研究以关键几种生态系统服务作为风险评价终点;进而以关键生态系统服务与生态受损概率的乘积为生态风险表征方式,进行2000年、2010年、2020年长三角地区景观生态风险空间制图,并识别风险适应性阶段。

研究发现,2000—2020年长三角地区各类生态风险总体处于较低水平,维持低风险区和风险降低区面积比重约为70%。极小比例的高风险区域主要分布在城市建成区周围,植被固碳风险和土壤保持风险相对严重。各种形式的人类活动干扰、植被覆盖度下降是首要风险源,其导致了生态受损概率的升高和生态系统服务的下降;生态保护规划对于降低生态受损概率起到重要作用。长三角地区景观生态风险表现出随时间的阶段性特征,处于人类强烈干扰的区域逐渐减少,越来越多的区域进入生态风险稳定阶段,表明长三角部分地区已开始从快速发展阶段逐渐向稳定可持续发展阶段转变。为优化本文方法,未来可运用更精准的生态系统服务计算方法,从更长时间序列、多空间尺度进行风险评价和适应性阶段划分,从而掌握更加准确可靠的风险时空分布和演化规律。

参考文献:

- [1] 刘珍环,张国杰,付凤杰.基于景观格局-服务的景观生态风险评价:以广州市为例[J].生态学报,2020,40(5):3295-3302.
- [2] 彭建,党威雄,刘焱序,等.景观生态风险评价研究进展与展望[J].地理学报,2015,70(4):664-677.
- [3] 曹祺文,张曦文,马洪坤,等.景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架:ESRISK[J].地理学报,2018,73(5):843-855.
- [4] Lin Y, Hu X, Zheng X, et al. Spatial variations in the relationships between road network and landscape ecological risks in the highest forest coverage region of China[J]. Ecological Indicators, 2019,96:392-403.
- [5] 康鹏,陈卫平,王美娥.基于生态系统服务的生态风险评估研究进展[J].生态学报,2016,36(5):1192-1203.
- [6] Kang P, Chen W, Hou Y, et al. Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: A case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration[J]. Science of the Total Environment, 2018,636:1442-1454.
- [7] 胡云锋,高戈.城市景观生态风险评估框架与实践:以北京天坛地区为例[J].生态学报,2020,40(21):7805-7815.
- [8] Xu X, Yang G, Tan Y, et al. Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020[J]. Science of the Total Environment, 2016,554/555:7-16.
- [9] Butler E P, Bliss-Ketchum L L, de Rivera C E, et al. Habitat, geophysical, and eco-social connectivity: benefits of resilient socio-ecological landscapes[J]. Landscape Ecology, 2022,37(1):1-29.
- [10] 刘焱序,傅伯杰,王帅,等.空间恢复力理论支持下的人地系统动态研究进展[J].地理学报,2020,75(5):891-903.
- [11] 李嘉艺,孙聰,郑曦.基于适应性循环理论的区域生态风险时空演变评估:以长江三角洲城市群为例[J].生态学报,2021,41(7):2609-2621.
- [12] 杨芳,潘晨,贾文晓,等.长三角地区生态环境与城市化发展的区域分异性研究[J].长江流域资源与环境,2015,24(7):1094-1101.
- [13] 张学儒,周杰,李梦梅.基于土地利用格局重建的区域生境质量时空变化分析[J].地理学报,2020,75(1):160-178.
- [14] 周侃,陈好凡,徐勇.城市扩张与水污染物排放的伴生效应与交互机理:基于2011—2015年长三角地区的实证检验[J].生态学报,2022,42(8):1-14.
- [15] Yang J, Huang X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021,13(8):3907-3925.

- [16] 李雪萍,贡璐.DMSP/OLS 和 VIIRS/DNB 夜间灯光影像的校正及拟合[J].测绘通报,2019(7):138-146.
- [17] Peng S, Ding Y, Liu W, et al. 1 km monthly temperature and precipitation dataset for China from 1901 to 2017[J]. *Earth System Science Data*, 2019, 11(4): 1931-1946.
- [18] Wood S L R, Jones S K, Johnson J A, et al. Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals[J]. *Ecosystem Services*, 2018, 29:70-82.
- [19] U. S. Environmental Protection Agency (USEPA). Guidelines for Ecological Risk Assessment[R]. Washington D C: Risk Assessment Forum, 1998.
- [20] 中华人民共和国生态环境部.生态保护红线划定技术指南[Z].北京,2015.
- [21] de Groot R S, Wilson M A, Boumans R M J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services[J]. *Ecological Economics*, 2002, 41(3):393-408.
- [22] 李芸,王轶夫,孙玉军,等.吉林省落叶松林 NPP 时空特征及其对气候变化的响应[J].生态学报,2022,42(3):1-13.
- [23] 张科利,彭文英,杨红丽.中国土壤可蚀性值及其估算[J].土壤学报,2007,44(1):7-13.
- [24] 李晶,刘乾龙,刘鹏宇.1998—2018 年呼伦贝尔市植被覆盖度时空变化及驱动力分析[J].生态学报,2022,42(1):1-16.
- [25] Luo F, Liu Y, Peng J, et al. Assessing urban landscape ecological risk through an adaptive cycle framework[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2018, 180:125-134.
- [26] 张玉娇,曾杰,陈万旭,等.基于适应性循环的丹江口库区生态风险评价[J].水土保持研究,2022,29(1):349-360.
- [27] 刘焱序,王仰麟,彭建,等.基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价[J].地理学报,2015, 70(7):1052-1067.
- [28] 景培清,张东海,艾泽民,等.基于格局-过程生态适应性循环三维框架的自然景观生态风险评价:以黄土高原为例[J].生态学报,2021,41(17):7026-7036.
- [29] Allison H E, Hobbs R J. Resilience, adaptive capacity, and the “Lock-in Trap” of the western Australian agricultural region[J]. *Ecology and Society*, 2004, 9(1):3.

~~~~~  
(上接第 244 页)

- [25] 刘芳,张红旗.中国 8 个重要农业区土地利用结构及时空变化分析[J].资源科学,2011,33(2):294-301.
- [26] 钱永甫,王谦谦,黄丹青.江淮流域的旱涝研究[J].大气科学,2007,6(11):1279-1289.
- [27] 王静,余锦华,何俊琦.江淮地区极端降水特征及其变化趋势的研究[J].气候与环境研究,2015,20(1):80-88.
- [28] 龙彦羲,邹睿,尹义星,等.江淮地区夏、冬季和年极端降水发生时间的时空特征及影响因素[J].水电能源科学,2021,39(11):1-4,190.
- [29] 吴晶璐,朱红芳,宗培书,等.近 30 多年江淮流域极端气温指数的时空变化分析:站点观测和再分析的对比[J].气象科学,2018,38(4):464-476.
- [30] Yue S, Pilon P, Phinney B, et al. The influence of autocorrelation on the ability to detect trend in hydrological series[J]. *Hydrological Processes*, 2002, 16(9): 1807-1829.
- [31] Torrence C, Compo G P. A practical guide to wavelet analysis[J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 1998, 79(1):61-78.