

基于生态适应性循环三维框架的 城市景观生态风险评价

刘焱序, 王仰麟, 彭建, 张甜, 魏海

(北京大学城市与环境学院 地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871)

摘要: 本研究以城市社会—生态系统为风险评价对象, 引入生态适应性循环三维框架, 将景观生态风险评价指标从单一的景观指数层面扩展至“潜力—连通度—恢复力”三维准则, 并以深圳市为研究区, 基于有序加权平均(OWA)算法对评价结果进行情景设置。研究结果显示, 评价中干扰指标主要影响风险评价结果属性值域, 而风险空间格局则受暴露指标制约; 深圳全市景观生态风险整体呈现“西高东低”的分布格局, 城市新建成区风险最高, 大鹏半岛风险最低, 羊台山与笔架山公园则是城区内部的相对风险低值区; 基于OWA方法设置情景偏好, 绘制“忽视”、“正常”及“重视”三种风险情景下的城市景观生态风险图。本研究基于生态适应性循环理念集成社会—生态系统时空动态干扰与暴露指标表征城市景观生态风险, 并通过OWA方法变换主观偏好、降低评价不确定性, 可以满足不同发展思路下的城市开发布局需求, 从而为城市景观发展空间权衡提供决策支持。

关键词: 城市景观生态风险; 生态适应性循环; 有序加权平均; 城市发展空间权衡; 深圳市

DOI: 10.11821/dlxb201507003

1 引言

生态风险评价是指评估当受体暴露于一个或多个压力源时, 负面生态影响会产生或正在产生的可能性及其损失^[1-2]。20世纪90年代以来, 随着区域生态风险评价逐渐兴起, 景观的空间异质性与其所产生的不确定性被高度重视^[3], 多种风险源与终点的交互作用被广泛关注, 土地利用与景观格局特征成为风险评价重要指标^[4]。在景观空间格局层面, 对景观演变的量化可以表征区域社会—生态系统所受到的综合影响^[5]; 在景观生态过程层面, 通过景观格局优化可以有效应对干旱^[6]、火灾^[7]、养分流失^[8]、土地盐碱化^[9]等具体生态风险。由此, 景观生态风险的概念应运而生, 并被定义为人类活动、自然灾害等干扰源对景观内各生态系统的结构和功能造成不利影响的综合可能性与危害程度^[10]。作为生态风险评价在区域尺度的重要分支, 景观生态风险评价依托于景观生态学的生态过程与空间格局耦合关联视角, 更加注重风险的时空异质性和尺度效应, 致力于实现多源风险在空间上的综合表征。

近年来, 城市化进程的加快导致城市生态风险日益受到关注^[11]。城市生态系统涉及多风险源和风险受体, 在风险度量中尤其需要突出城市社会—生态系统的综合性。景观

收稿日期: 2014-08-25; 修订日期: 2015-03-16

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(41330747) [Foundation: National Natural Science Foundation of China, No.41330747]

作者简介: 刘焱序(1988-), 男, 陕西西安人, 博士研究生, 研究方向为综合自然地理与景观生态。

E-mail: liuyanxu@pku.edu.cn

通讯作者: 王仰麟(1963-), 男, 陕西合阳人, 博士, 教授, 主要从事景观生态与土地利用研究。

E-mail: ylwang@urban.pku.edu.cn

尺度上的格局与过程定量表征可以有效描绘城市内各生态、社会要素的复合性与空间异质性,无疑是对城市空间综合特性的最佳概括途径。因此,为反映城市自然与人文要素的复合特征,有必要以城市整体作为对象进行景观生态风险评价。目前,学界对城市生态风险的空间刻画方式主要集中在热岛^[12]、内涝^[13]等水热气候要素层面,这种对单一风险要素的刻画往往针对特定的生态过程,不确定性小。然而,在多种生态过程交互作用的城市空间内,城市生态空间的布局往往是社会—生态系统多要素相互权衡的产物。单要素风险评价往往难以直接和城市景观规划对接,从而极大的制约了评价结果的实践应用;而另一方面,目前基于景观综合视角的城市景观生态风险评价理论、方法及案例并不多见。

与传统生态风险评价相比,景观生态风险评价的最突出特征在于对风险空间异质性的重点关注与定量表征。近年来,基于景观干扰度与景观脆弱度构建景观生态风险综合指数的方法被广泛采用,先后在我国干旱区流域^[14]、湿润地区流域^[15]、东部县域^[16]、城市郊区^[17]、沿海开发区^[18]、能源富集区^[19]等诸多区域取得了应用。通过干扰度与脆弱度的叠加可以快速进行景观生态风险空间制图,从而有效实现了景观生态风险评价所需的综合性和空间异质性要求。但是,一方面随着风险评价时空尺度的提升,评价因果关系不明确、不确定性高等问题始终存在于景观生态风险评价流程^[20],基于景观格局指数的综合指标并不能完整表征社会—生态系统中各要素具体特征,这大大阻碍了评价结果走向实际应用。如何刻画景观格局—生态过程—人类活动三者之间的时空动态关系、明确评价的地理—生态意义,成为景观生态风险评价研究的关键问题。另一方面,由于“评价”一词本身就带有明显的主观色彩,风险评价结果不可避免的反映了评价者对研究对象的认知与理解,而非绝对意义上的客观世界。为了尽量降低这种主观赋权与方法筛选所造成的不确定性,有必要重新审视以往将评价结果视作恒定值的研究思路,进一步探索将风险评价结果值域化、区间化的有效情景设置手段。

在理论研究层面,社会—生态系统空间恢复力的度量是景观生态学理论探索的前沿领域^[21]。恢复力思想的概念构建依托于 Gunderson L.H.和 Holling C.S.构建的生态适应性循环理论^[22],该理论在潜力与连通度的传统空间描述基础上加入了恢复力这一时间概念,提出三维理论模式^[23]。不难发现,“潜力—连通度—恢复力”的三维视角体现了地理学时空分析中强调的“静态格局—空间交互—动态趋势”这一系统组合,可以描述特定时空景观要素的格局与过程交互作用,而这正是与景观生态风险评价相契合的。在方法应用层面,美国数学家 Yager R.R.提出了有序加权平均(Ordered Weighted Averaging, OWA)的方法^[24],其核心思想是建立有序加权平均算子,在AHP准则权重的基础上再叠加位序权重,通过排序权重的变换模拟不同的评价者偏好。这种偏好情景的设立可以显著减少决策者主观认知对评价结果的影响,侧面反映区域政策调整导致的评价结果变化,进而作为情景分析的有效支撑手段。

在中国城市化进程中,景观格局的快速演变引致城市生态系统结构、过程和功能发生显著变化,高温热浪、暴雨内涝、空气污染、生物多样性减少等胁迫对人类健康和生态系统的稳定造成显著影响。自1980年批准设置经济特区以来,深圳市已成为我国城市化最为显著的地区,2001年至今,深圳市经济总量长期保持在中国大陆第四位。在这一发展历程中,深圳市生态用地快速转变为硬质城市建设用地,景观破碎化现象明显,生态环境呈明显恶化趋势,城市生态风险显著上升。针对这一问题,深圳市政府于2005年颁布了《深圳市基本生态控制线管理规定》,严格限制基本生态控制线内的建设活动,以期对城市景观格局进行优化。随着深圳市景观开发与保护问题受到日益重视,近年来有关学者基于城市景观时空分析视角在深圳市河网景观变化的生态效应^[25]、垂直景观时空

格局^[26]、不透水面时空分异^[27]、绿色景观时空演化^[28]等角度进行了深入分析,为深圳城市未来景观布局提供了重要的定量参考。总体来看,一方面,随着深圳城市化进程中景观格局的快速演变,城市开发与生态保护之间的矛盾突出,开展深圳城市景观生态风险评价具有较强的区域代表性;另一方面,深圳城市景观时空格局演变分析及相应的生态规划探索开展较早,在国内具有一定引领性,因而进行深圳市景观生态风险评价可以为后续的相关城市布局规划提供有力的决策支撑。基于此,本研究拟借助GIS空间分析手段,将生态适应性循环三维框架应用于城市景观生态风险评价指标体系构建中,并以深圳市作为研究案例区对城市景观生态风险进行OWA多情景制图,以期满足不同城市发展思路下的城市景观开发布局需求。

2 研究区概况与数据

2.1 研究区概况

深圳市地处广东省南部,珠江口东岸,东临大亚湾和大鹏湾,西濒珠江口和伶仃洋,南边深圳河与香港相联,北部与东莞、惠州两城市接壤。全市地处东经113°46′~114°37′,北纬22°27′~22°52′,目前下辖6个行政区和4个新区、1个经济区,57个街道(图1)。深圳市坐落于北回归线以南,属亚热带海洋性气候,年平均气温22.4℃,年降雨量1933.3mm,平均年日照时数2120.5h,有大小河流160余条,水库24座,但人均水资源拥有量仅500m³。2013年,深圳市年末常住人口已经达到1062.89万人。2014年,国务院发布《关于调整城市规模划分标准的通知》,深圳市位列全国6座“超大城市”之中。

2.2 数据来源

本研究景观生态风险评价涉及数据源包括坡度、降水、土地利用类型、地表辐射亮温、增强型植被指数(EVI)、夜间灯光指数等。其中,坡度数据生成自地理数据云ASTER GDEM数据集DEM栅格;月降水数据源自中国气象科学数据服务共享网地面气候资料月值数据集,取近30年月平均值;土地利用类型解译自美国地质调查局发布的2013年Landsat-8卫星影像(<http://landsat.usgs.gov/>),对照Google Earth分为林地、耕

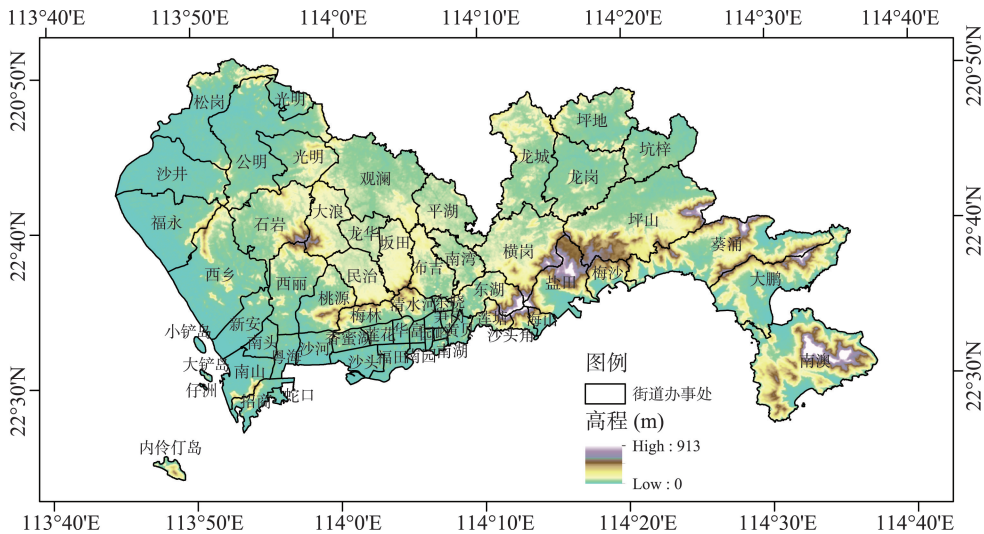


图1 研究区地理位置示意
Fig. 1 The general situation of the study area

地、园地、草地、水域、滩涂、城乡建设用地、推平未建地8类, 并进行地表辐射亮温提取; EVI提取自美国地质调查局共享的MOD13Q1数据集 (https://lpdaac.usgs.gov/products/modis_products_table), 时间范围为2000-2013年; 夜间灯光指数提取自2000-2012年DMSP/OLS稳定夜间灯光数据集 (<http://ngdc.noaa.gov/dmsp/>)。所有图层经裁切后统一转为WGS84地理坐标系。

3 研究方法

3.1 城市景观生态风险三维评估框架

生态适应性循环理论是对传统生态系统演替理论的改进。传统的生态系统演替可分解为开发和保护两个状态, Holling C.S.在此基础上补充了更新和释放两个时间过程, 将开发与保护的二维视角扩充至三维动态上, 构成适应性循环, 并用于阐释社会—生态系统^[22]。通过快速释放和缓慢更新两个过程, 将开发与保护两个状态衔接为动态循环。这一循环是由“潜力—连通度—恢复力”三重属性的交互作用所驱动的, 其中潜力是指系统本身的特质, 连通度反映系统组分间的交互作用, 恢复力则是系统受干扰后恢复稳态的能力^[23]。基于此, 以地理学时空视角看待这种三维属性, 潜力、连通度与恢复力分别对应了空间数据图层中的静态像元属性值、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。因此, 可以基于时空分析视角将此“三维属性”描述为“静态像元维”、“空间邻域维”和“时间趋势维”三个尺度, 并应用于城市社会—生态系统的景观生态风险表征。具体而言, 潜力指评价对象的自身属性, 在定量过程中可以理解为对象的属性值。目前将栅格图像的像元属性相叠置是地域空间评价的常见手段, 在区域生态风险评价中, 将高程坡度、土地类型、气温降水、水文地质等要素按像元赋值的方式进行相加, 可以直观体现风险评价结果的空间异质性。鉴于空间图层的可获得性, 在景观生态风险评价实践中往往选用静态的或者时间不连续的指标因子^[29], 从而叠置得出的风险等级也一般是特定时间节点上针对逐个像元的空间图层。评价结果中风险越高则系统越不稳定, 系统本身的潜力越低。连通度是形容景观结构与功能的重要指数, 用以表征两个斑块间的连接程度^[30]。在具体基于网络分析的测算中, 常设定距离阈值作为搜索半径, 从而计算搜索半径之内的连通概率^[31]。对于同类景观而言, 一定范围内的景观空间异质性越强, 意味着同类景观连通的可能性会有所降低。不同的连通等级意味着景观不同的暴露强度, 而周围邻域的景观属性又会对中心地域造成干扰, 这是景观生态风险评价中应当着力体现的。因此, 可以通过距离阈值下的邻域分析探究一定范围内的系统空间连通特征。恢复力关注生态系统动态变化机制, 强调以发展的视角看待生态系统的组织与更新^[32]。根据多时相遥感数据不难判别特定景观的空间动态特征, 但采用空间格局的表述方式来定量时间变化趋势并以此实现时空数据的融合, 在景观生态风险分析中并不常用。使用静态的景观生态风险评价结果表征一个长期的组织和更新作用应是存疑的, 因而有必要从可持续科学的视角定量化恢复力^[33], 反映系统的动态持续性。所以, 恢复力指标可以作为景观生态风险评价从单纯描述空间分异到综合反映时空变化过程的关键转化因子。

基于社会—生态系统视角, 开发—保护—释放—更新对应了不同历史时期的城市发展阶段。初始的城市开发往往会产生大量的生态风险, 为了避免城市系统崩溃有必要通过城市景观格局优化让风险缓慢释放: 例如产业布局调整、容积率降低等, 从而实现保护的目标; 而受保护的景观格局在进行开发之前, 有必要对其生态系统结构进行重组,

更新不同生态系统间的组织方式，例如栽植滞尘、消音效果好的树种，从而尽量规避后续开发过程所产生的风险。同时，“潜力—连通度—恢复力”三重属性是每个阶段的城市生态适应性在当前评价时点的具体表征，并且这三个维度间存在着显著的交互机制。不同潜力的景观斑块会对周边比其潜力低或高的斑块分别产生保护或者胁迫作用，而作用力的大小直接与斑块间的连通程度有关，体现了空间维上景观自身暴露和邻域干扰的协同作用。同时，静态的景观特征和景观连通性直接影响了景观的演变趋势，构成时间维上的暴露和干扰。这种内外结合、时空有序的风险作用关系会导致生态系统本身形成正反馈或负反馈调节作用，在三维空间上构成一个干扰与胁迫共存、压力与弹性交互的闭合系统，并在不同的社会发展阶段出现演替（图2）。

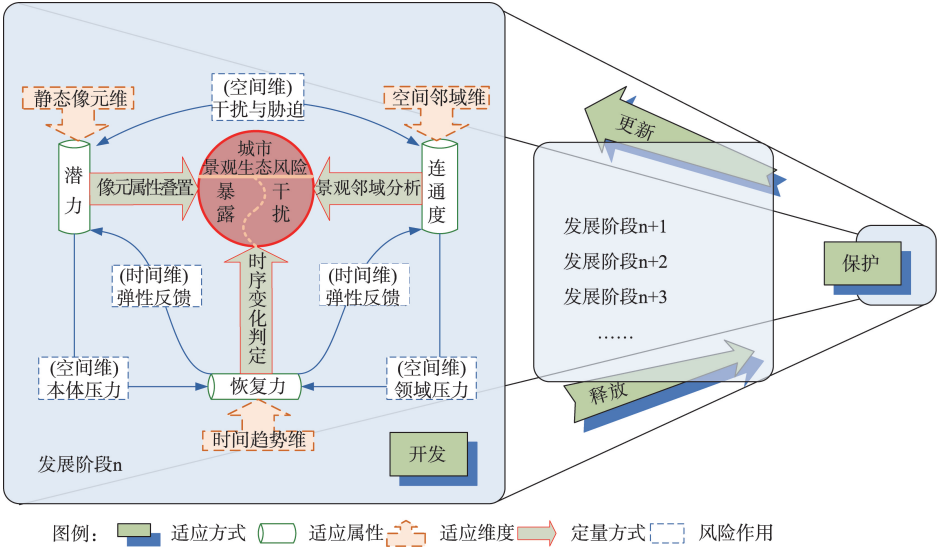


图2 基于生态适应性循环的城市景观生态风险三维评价模型

Fig. 2 Urban landscape 3D EcoRA based on adaptive cycle models

在景观生态风险评价中，为了通过景观规划达成对综合风险的适应，显然需要景观潜力、连通度和恢复力三个不同时空层面的协同支持。具体而言，衡量景观单元自身风险的潜力对应于景观自身的属性特征和景观单元内发生的生态过程，如土地类型特征、水热过程等；衡量景观单元邻域交互风险的连通度对应着景观整体空间结构和这种结构下景观单元间的功能影响，如景观破碎程度、风险源距离等；衡量景观单元风险抵御能力的恢复力对应着景观单元干扰的持续性以及从干扰中恢复的水平，如土地开发的持续性、生态修复的趋向等。同时，在每个风险准则中，有必要区分景观在空间上本身所具有的属性 and 外界环境对景观的影响，即风险评价中最基本的暴露强度和干扰过程。景观生态风险中的暴露对应着地形、土地利用、生物量、景观结构等系统属性要素；而干扰对应着升温、降水、土地开发、经济发展等系统过程要素。

3.2 城市景观生态风险评价指标体系

基于上述数据基础，通过适应性循环三维框架和生态风险的干扰、暴露两个层面，将景观生态风险所涉数据源分解为12个指标，并基于层次分析法确定指标权重（表1）。研究所选取的栅格图层多基于模型处理的二次指标，分别反映社会—生态系统内部不同风险源、风险受体的自然或社会特征内涵，可以表征具体的社会或生态过程，以及地域空间之间的功能联系，而不仅限于基于景观指数的抽象描述。其中，城市景观空间本身

表1 基于“潜力—连通度—恢复力”的城市景观生态风险评价指标体系
Tab. 1 Index selection and weight definition based on “potential-connectedness-resilience”

准则(权重)	风险	指标(权重)	内涵	归一化
潜力(0.413)	暴露	坡度(0.209)	滑坡等地质灾害	正向
		土地利用类型(0.112)	人类活动方式	正向
		植被盖度(0.223)	绿色植被空间分布	反向
	干扰	降雨侵蚀力(0.056)	潜在水土流失威胁	正向
		辐射亮温(0.132)	地表热环境影响	正向
		夜间灯光强度(0.268)	经济社会发展情况	正向
连通度(0.327)	暴露	Shannon 多样性(0.110)	景观类型空间变异性	反向
		景观连通重要性(0.322)	生态用地连通程度	反向
	干扰	建设用地距离(0.212)	城市开发对周边的干扰	反向
		景观生态邻接系数(0.356)	景观类型间的增益效果	正向
恢复力(0.260)	暴露	植被盖度变化趋势(0.667)	绿色植被空间恢复程度	反向
	干扰	夜间灯光强度变化趋势(0.333)	社会经济发展程度	正向

属性会受到滑坡等地质灾害、土地利用变化导致地表硬化、绿色植被生物量减少、水土流失、城市热岛效应、人类聚集过密等潜在风险的影响；在空间邻域上，景观之间的物质流动会影响风险作用机制，如景观多样性不足、距离建设用地太近、不同类型景观邻接、景观连通程度低等均会加强景观生态风险；在时间趋势上，植被恢复的程度和人类活动强度实际动态体现了未来风险预期。各评价指标的具体计算方式如下：

(1) 坡度作为指标体系中唯一的地形要素，用以指示滑坡等地质灾害发生的可能性。基于研究区坡度分布特征，设定2°以下为无风险，25°以上为最大风险，对2~25°区间进行归一化处理；坡度越高，地质灾害发生风险越大。

(2) 土地利用类型作为最常见的景观格局表达方式之一，可以从空间层面表征城市开发等人类活动过程。参照以往景观生态风险评价中的景观脆弱度赋值方式，赋城乡建设用地风险为1，推平未建地为0.9，耕地为0.5，园地为0.4，草地为0.2，滩涂与水域均为0.1，林地为0。

(3) 植被盖度用以指示绿色植被的空间分布，与单纯强调绿地面积不同，植被盖度更能反映植物的功能属性和生态系统的健康程度。由于在高植被覆盖区NDVI接近于1趋近饱和，使植被的真实变化往往难以被识别，因而近年来在NDVI计算基础上改进的EVI算法在生态模型构建中取得了更为广泛的应用^[34]。以最大值合成法计算2013年EVI最大值，根据栅格数据分布规律，以EVI > 0.7作为无风险，EVI < 0.1作为最大风险，进行归一化。

(4) 降雨侵蚀力用于表征地表水土流失的风险，坡度和植被均与水土流失有关，但水土流失的风险源仍是降水过程。将站点数据按薄板样条函数插值方法以经纬度作为自变量、高程作为协变量在ANUSPLIN软件中插值^[35]，得到月均降水量趋势面，而后按照通用水土流失方程（RUSLE）中常用的Wischmeier经验公式计算年降雨侵蚀力^[36]。

(5) 辐射亮温用以表征城市热岛与高温风险。基于Landsat 8卫星TIRS传感器所生成的第11与第12波段，根据Landsat 8操作手册进行参数辐射定标，生成地表辐射亮温。

(6) 夜间灯光强度用于体现城市社会经济发展与高强度人类活动对生态系统产生的间接干扰。选取当前可获得的最近时点稳定夜间灯光数据，为F182012，按灯光栅格像元值（DN）进行归一化，DN值越高则人类活动风险越大。

(7) Shannon多样性指数是估算景观类型丰富程度的常用参数，景观类型越丰富，景观因特定干扰而崩溃的概率相对越低，风险越小。采用移动窗口法以1 km为窗口移动

半径在Fragstats 4.1中完成运算^[37]。

(8) 景观连通重要性用以描述景观斑块的稳定性即抵御风险的能力。Pascual-Hortal L.和 Saura S.提出的二元连通性模型——景观整体连通性指数(Integral index of connectivity, IIC)是近年来较有影响力的景观连通度表征方式^[38]。重要性是指撤出某个斑块后IIC的改变幅度,IIC改变越大说明该斑块对整个景观越重要。也就是说,IIC所表述的是景观全局连通属性,而重要性表征的是每个斑块的连通属性。所得到重要斑块的面积较大并且与周边同质斑块距离较近,其一般比较稳定,风险相对小。计算在ConeforSensinode 2.2中进行,其中建设用地直接风险赋值为1,其他地类按景观类型依次代入软件中,并将结果归一化^[39]。

(9) 建设用地距离用于描述城市开发对周边生态系统的干扰,这种干扰会随距离增大而逐渐衰减。基于ArcGIS 10.2平台,运行距离分析模块,生成以建设用地外围边界为起点的距离制图。归一化后,建设用地本身风险为最大,向周边不断衰减,直至为0。

(10) 景观生态邻接系数主要描述空间邻接景观类型的相互作用。这里有必要认识到邻域干扰源和被干扰的对象二者本身的属性差异会对风险定量造成影响,如林地邻接耕地和林地邻接建设用地即体现了完全不同的保护或胁迫过程^[40]。本研究基于邻域计算方法^[41],从风险源与受体的角度建立邻接矩阵,表征连通性视角下特定景观类型对周边不同类型景观的干扰能力差异(表2)。邻接系数栅格图生成采用8邻域的赋值方式,取邻接像元中的风险最大值作为该像元的景观生态邻接系数。举例说明,当风险源为耕地时,如果风险受体为耕地,则由于耕地的集中连片对应了更稳定的生态系统,则风险仅为0.1;若风险源为耕地而风险受体为林地,则林地中的自然群落很可能受到耕地中的人类干扰,因而风险提升为0.4。具体条件语句的编写在Matlab 2012a平台中实现。

表2 景观生态风险邻接矩阵
Tab. 2 Affinity matrix of landscape eco-risks

风险受体	风险源				
	林地/草地	耕地/园地	水域/滩涂	待开发土地	建设用地
林地/草地	0	0.4	0.1	0.6	0.9
耕地/园地	0	0.1	0.2	0.6	0.8
水域/滩涂	0	0.5	0	0.6	0.9
待开发土地	0	0	0	0.7	1
建设用地	0	0	0.4	0.8	1

(11) 植被盖度变化趋势可以被视为生态系统自身在风险暴露环境中的演替过程,是抗干扰能力的体现。采用2000-2013逐年最大EVI值做趋势分析,如发现城市景观中植被显著增加,则可认为预期的暴露明显降低,因而将风险直接赋为0;反之,若植被显著减少,则风险直接赋为1;若植被增加,则在[0, 0.5]区间内按趋势绝对值反向归一化;若植被减少,则在[0.5, 1]区间内按趋势绝对值正向归一化。

(12) 夜间灯光强度变化趋势可被视为人类社会对生态系统所施加干扰的更新过程,关注干扰强度是否有增大的可能性。采用2000-2012逐年稳定夜间灯光数据做趋势分析,如城市景观中灯光显著增加,则预期的干扰明显上升,风险直接赋1;若灯光显著减少,则风险直接赋0;若灯光增加,则在[0.5, 1]区间内按趋势绝对值正向归一化;若灯光减少,则在[0, 0.5]区间内按趋势绝对值反向归一化。植被盖度和夜间灯光强度的时序趋势分析具体通过Theil-Sen Median 趋势分析和Mann-Kendall 检验方法进行判断^[42-43]。

3.3 基于OWA方法的都市景观生态风险情景设置

OWA算法的核心在于对指标按照属性重新排序,对不同的排序位次赋予不同的位序权重。OWA算法评价的核心流程可表述为:① 将n个指标图层乘以AHP法所得到的准则权重,记录所得结果的每个像元属性值(Value);② 按照像元属性值从大到小的顺

序对 n 个图层进行重新排序, 其中第一个图层中每个像元是所有图层中处于该位置的最大 Value 值像元, 第二个图层选择次大 Value 值像元, 以此类推生成 n 个新的图层; ③ 将这些新图层乘以预设的 n 个位序权重, 相叠加得到评价结果图层; ④ 反复进行上一步操作, 得到多情景结果。由此可知, 传统的图层叠加法实际上是 OWA 算法中默认位序权重相等的特殊情况。

目前, 关于位序权重的确定有 10 余种算法, 其中单调规则递增 (Regular increasing monotone, RIM) 的定量方式出现较早且易于理解^[44]。按照 Yager 的定义, 位序权重可表述为^[44-46]:

$$w_j = Q_{RIM}\left(\frac{j}{n}\right) - Q_{RIM}\left(\frac{j-1}{n}\right), j=1, 2, \dots, n$$

式中: j 为位序; w_j 为位序权重; n 为指标数量。

为描述 Q 函数, Yager 引入幂指数 a , 用以区分不同的权重设置情景^[44-46]。在 $a < 1$ 的情景下, 大 Value 值像元会被赋予较大的次序权重; 在 $a > 1$ 的情景下, 小 Value 值像元会被赋予较大的次序权重。为了让这种情景设定方式便于理解和应用, Yager 将 a 的取值称作评价者主观偏好, 并将其表述为“乐观”和“悲观”两种趋向。也就是说“乐观”情景在数学运算上对应着大 Value 值像元的识别, “悲观”情景在数学运算上对应着小 Value 值像元权重的提升。这种“偏好”的表述方式将数理意义明确的情景设定规则转化为规划管理决策人员易于理解的形象描述。

在本研究中, “乐观”偏好中情景设置生态风险对城市景观的胁迫作用是有限的, 不会显著影响城市发展, 未来充满希望; 而“悲观”偏好中情景设置生态风险直接胁迫阻碍了城市的进一步发展, 未来堪忧。基于上述公式可列表计算在本研究中 $n = 12$ 时位序权重的取值^[47]。在 $a = 1$ 的情况下位序权重相等, 计算转化为普通的准则权重叠加。若 $a < 1$, 则最重要的风险指标属性位序权重越大, 较低的风险被忽视; 若 $a > 1$, 则越不重要的风险指标属性位序权重越大, 较低的风险也被重视。

4 结果分析

4.1 风险空间分异

对各栅格图层按上述指标处理方式分别进行运算 (图 3)。可以发现, 各风险图层大多呈现西高东低的分布格局, 最东端的大鹏半岛风险最低, 城区内风险低值区域集中在羊台山、梧桐山等公园。在风险值域方面, 坡度、降雨侵蚀力、Shannon 多样性、夜间灯光强度变化趋势 4 个指标呈现城区风险小于郊区, 而其余指标均呈现郊区风险小于城区的现象。在风险空间分布方面, 降雨侵蚀力、灯光强度、建设用地距离等指标体现出较明显的局部均质性, 而植被盖度、地表辐射亮温、Shannon 多样性等指标则有明显的空间异质性。这种多元化的规律表征无疑体现了城市景观生态风险评价的综合特性。

同时, 对比各风险评价要素, 城市扩展边缘的两个恢复力指标应引起关注。一方面, 对夜间灯光强度而言, 实际上 2000 年以来, 城区灯光强度已经达到饱和 (图 3f), 其风险胁迫已成为既成事实。因此, 2000-2012 年夜间灯光强度增长主要出现在城市边缘 (图 3k), 该趋势预示大鹏半岛等地在未来一段时间内受到的风险胁迫可能会上升。随着大鹏半岛开发政策不断出台, 大鹏半岛可能难以避免的受到更多景观生态风险胁迫, 这一趋向应在城市开发空间布局时予以重点考虑。另一方面, 就植被盖度变化而言, 植被减少趋势主要出现在城市边缘新开发的建设用地或推平未建土地 (图 3); 随着水热条件

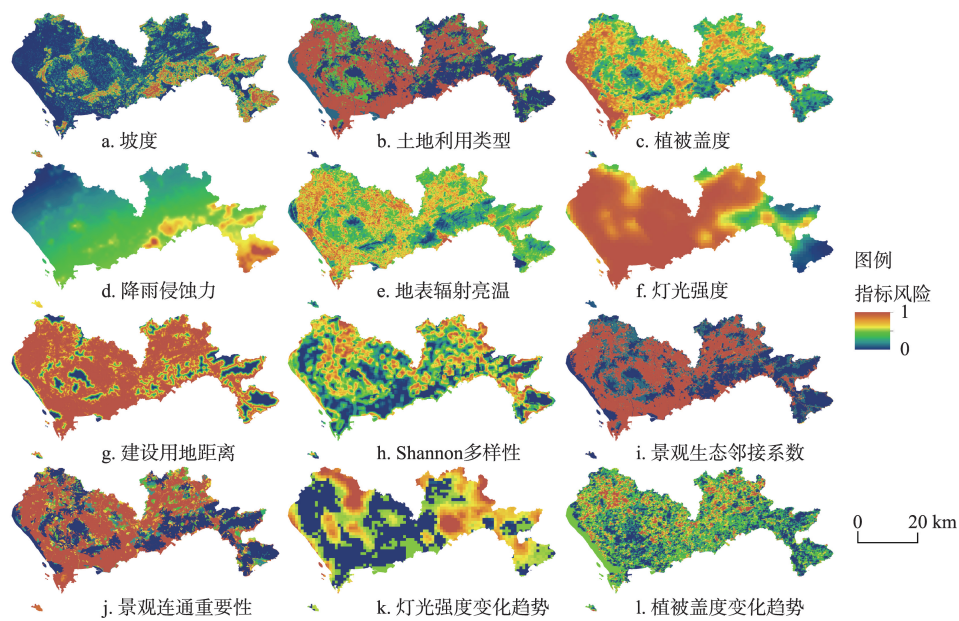


图3 深圳市景观生态风险评价指标空间分布格局

Fig. 3 Spatial pattern of the urban landscape eco-risk indices in Shenzhen City

的波动，排除城市边缘新开发的建设用地后，保持土地覆被类型稳定的像元多呈现植被盖度增加的趋势。在高强度的城市化背景下，这一现象可以侧面说明研究区生态系统是具有一定恢复能力的，同时也证明了未来风险控制的可能性。灯光与植被的两种不同变化趋势共同反馈调节于深圳市社会—生态系统，进一步体现了深圳城市开发是一个系统性问题，需要进行发展与保护的空间权衡。

基于准则权重对指标要素进行叠加（图4）可以发现，不同评价准则层评价结果的空间分异特征并不一致。其中，潜力层（图4a）的分布格局与最终风险格局（图4f）最为相似，均呈现风险西高东低的渐变格局，但风险高值像元相对较少；连通度图层（图4b）在建设用地区域出现较多像元评价结果接近于1，而大鹏半岛部分生态用地连通度系数接近于0，评价结果西高东低的两极化现象明显；位于城市西南部的南山区作为城市化区域评价结果反而最低（图4c），暗示着在城市化进程下该区域的生态系统处于恢复状态，对风险控制有积极影响；图4d中干扰的风险系数空间分异程度明显大于图4e中暴露的风险系数分异，表明外界干扰是影响风险评价结果属性值域分异的主导因素；同

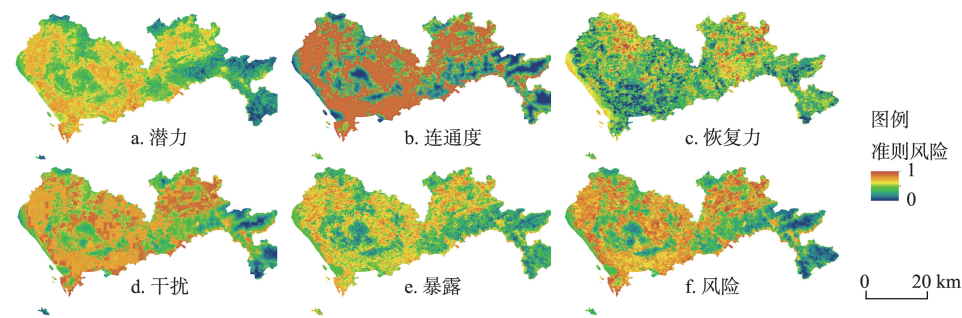


图4 深圳市景观生态风险空间分异

Fig. 4 Spatial pattern of the urban landscape eco-risk assessments in Shenzhen City

时, 干扰图层的空间连续性优于暴露图层, 说明自身暴露是影响风险评价结果空间分异的重要影响因素。这种准则间的不一致性, 既说明了并不存在某一项指标或准则能够直接表征风险, 也预示了采用适应性循环三维框架进行多要素叠加的必要性, 以及城市景观生态风险评价的复杂性。

4.2 风险情景分析

按照从最乐观到最悲观的情景设置情况, 对指标进行OWA评价, 分别以0~0.2、0.2~0.4、0.4~0.6、0.6~0.8、0.8~1作为低风险、较低风险、中等风险、较高风险、高风险的阈值区间(图5)。对比不同偏好下的城市景观生态风险评价结果, 可以发现, 当评价者处于乐观或最乐观情景下时, 城市全境几乎均处于低风险区, 评价已失去风险预警的现实意义; 当评价者处于较乐观状态时, 大部分建设用地与待开发土地景观被识别为中等风险, 市区内仅有羊台山与笔架山公园部分地区仍为低风险区; 当评价者较悲观时, 建设用地与待开发土地景观多被识别为高风险, 仅有大鹏半岛尚存部分较低风险景观; 当评价者悲观或最悲观时, 除大鹏半岛外全市多处于高风险区, 景观生态风险胁迫极大。

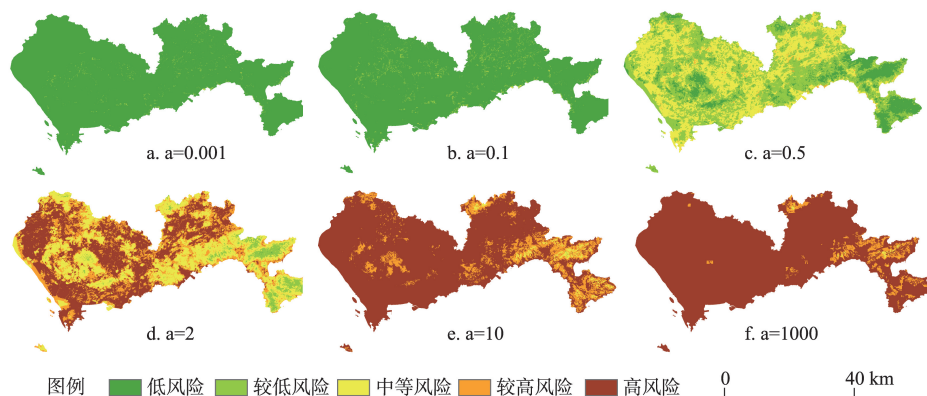


图5 不同偏好下的深圳市景观生态风险评价结果

Fig. 5 Urban landscape eco-risk assessments for different preferences in Shenzhen City

事实上, 规划或决策的制定往往是权衡后的结果, 并不处于极端情况, 因而在情景分析中, 最终设置评价者偏好 a 在 $[0.8, 1.2]$ 区间内波动(图6)。当 $a=1$ 时, 计算结果表征遵循本研究指标赋权方式所得到的现状社会—生态系统景观生态风险, 对应“正常风险情景”; 当 $a=0.8$ 时, 说明评价中某些风险指标值较小的像元可以不予考虑, 对风险的严重性考虑有所不足, 表征“忽视风险情景”; 当 $a=1.2$ 时, 意味着更加重视评价中某些风险指标值较小的像元, 对风险严重性的考虑略显过度, 即“重视风险情景”。

在三个情景中(图6), 景观生态风险的分布空间趋势是相似的, 即大鹏半岛是深圳市景观生态风险最低的地域, 羊台山与笔架山公园是城区内部的相对风险低值区。然而, 各情景中具体的风险系数值差异明显。一般而言, 有关地域空间布局规划必须在“开发”和“保护”两个方向做出权衡, 那么在不同的城市发展时间节点下, 基于风险系数进行权衡的最终结果可能是不同的。例如, 如果以风险系数0.5作为生态安全格局划分的临界值, 那么在忽视风险情景下, 研究区56.24%的像元处于生态安全的范畴; 而在重视风险的情景下, 这一比例降低到40.01%。也就是说, 随着评价者偏好出现一定变化, 有相当一部分景观是否处于生态安全状态是难以被准确界定的。识别出这些风险分级不确定的像元正是情景分析所要达成的目标, 明确这些像元的“开发”或“保护”定位是决定城市建设未来走向的关键支撑。因此, 考虑到评价偏好设置的初衷即是为了消除不

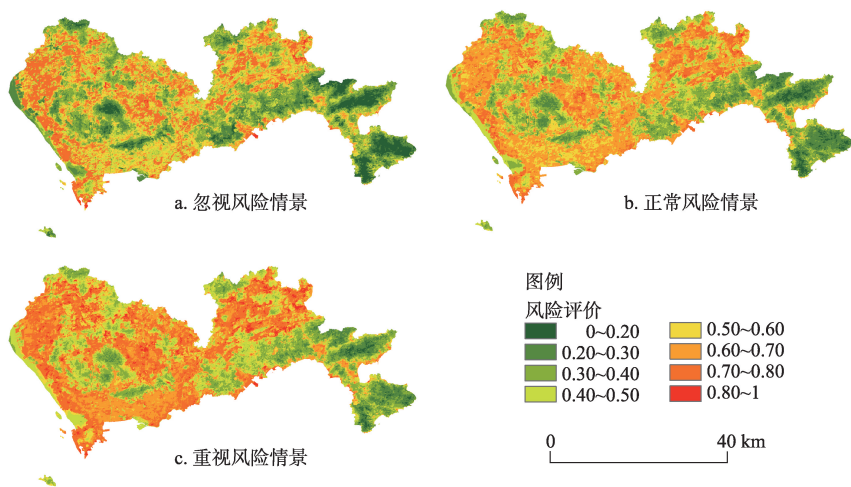


图6 三种情景下的深圳市景观生态风险系数

Fig. 6 Coefficient of landscape eco-risk for the 3 scenarios in Shenzhen City

确定性，在具体实践中，不宜对上述情景进行方案优选，而需将此三个情景作为评价结果阈值的浮动区间，根据不同阶段下城市发展的总体目标进行调整。

5 讨论

5.1 分类型风险评价结果对比

为了与传统分类别风险评价结果进行对比，本研究增添了1994年Landsat5 TM影像与Suomi-NPP/VIIRS夜间灯光影像，选取了较易实现空间化的7种风险类型进行区域生态风险评价。其中，水土流失风险根据通用水土流失方程求得；植被退化风险由2013年与1994年两期影像植被绿度相减得出；景观升温风险由2013年与1994年两期影像的地表热度相减得出，这里的地表热度是指仿照植被绿度归一化NDVI的计算方式对温度进行归一化，防止不同日期温度值不可比；地表硬化风险由2013年与1994年两期影像的不透水系数相减得出；生境受损风险基于InVEST模型，以道路、城市和陡坡作为干扰源进行评价；暴雨内涝风险在流域分割DEM的基础上，基于等体积法确定不同高度所对应的积水量，并进行分级；人群聚集风险直接由灯光强度确定，人群密集且活动强度大对应了相对较高的生态压力；最终将风险叠加进行平均化，得出区域综合生态风险（图7）。

对比区域平均生态风险的空间分布和前文城市景观生态风险评价结果，可以发现二者的空间格局有较大一致性，即建成区风险较高而山体风险相对低。诚然，不同关注视角、不同数据来源、不同处理方法势必会得出有差异的评价结果。尤其是对于综合性评价而言，很难有“绝对最优”的普适方法。

然而，城市社会生态系统所面临的干扰和潜在生态损失应当是内在的、客观的。因此，即使评价思路不同，综合评价所反映的整体空间差异应当是相近的，本研究基于两种风险评价方法的结果比对很好的诠释了这一点。但是，在结果的细部表征中，分风险类型的评价更关注内部具体生态过程及其后果，而景观生态风险评价则倾向于表征景观自身时空交互作用中的干扰和暴露。这种评价视角的不同使景观生态风险评价结果更能体现景观的空间邻域关系。因此，分类型区域生态风险评价与景观生态风险评价结果在空间分布上总体一致、细部不同，两种结果可以同时使用，互为验证。

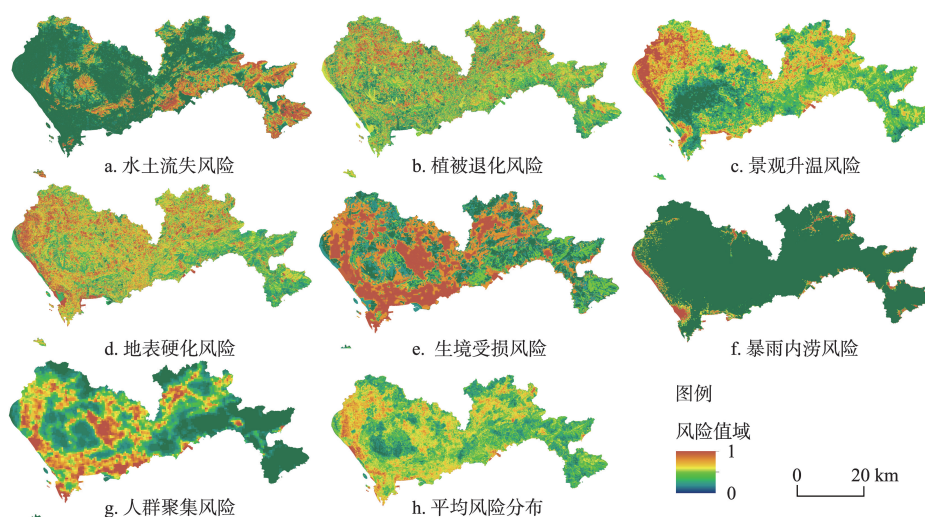


图7 深圳市生态风险分类型评价结果

Fig. 7 Spatial patterns of various regional eco-risks in Shenzhen City

5.2 方法内涵与结果指引

相比传统的景观生态风险评价，本研究指标体系存在着部分改进：其一是有有效避免了大量景观指数运算，侧重于对特定景观干扰或暴露过程的表征，突出了指标的地理—生态意义；其二更多指标源于遥感直接观测结果或基于模型化的计算手段所得，增强了指标所反映景观生态功能的客观性和准确性；其三是趋势分析的引入实际体现了“时间换空间”的地理学传统研究思路，丰富了景观生态风险的评价体系^[48-50]，体现了生态持续性的动态理念^[51]。而随着从国家到地方的各种地理空间数据库构建与更新，相信数据源时空精度限制所导致的误差能在未来得到有效解决。

本研究风险评价情景分析中OWA方法位序权重的引入并不是为了纠正AHP等方法确立的准则权重，而主要是为了在研究者主观认知不确定性的基础上通过权值调整表征决策偏好。因此，本研究的OWA方法评价结果并不存在最优情景，而是承认评价偏好会随着地方政府政策调整或研究人员主观认知差异而不断波动，“乐观”与“悲观”很可能交替出现。从而，本研究情景权衡的重点是识别出风险不确定区间，通过每一项具体的规划目标对这些地域空间进行重点论证，从而有针对性的权衡景观开发与保护的关系。

景观生态风险评价结果中的高风险区域往往是人类活动较为密集的地区，其景观自身的风险暴露程度和外界间接的人为干扰程度都相对较大。在城市化进程中，土地开发导致的负面生态影响与生态损失往往是不可避免的，在景观尺度识别高风险区域的目的并不是要全部将高风险区域进行景观重构，而是判断高风险区域的空间结构是否是可接受的，从而制定不同的城市开发空间管控策略。具体而言，一部分生态风险相对低值区域有必要作为生态安全控制区，在控制区范围内对于干扰与暴露胁迫较高的地域空间进行景观重构；另一部分生态风险较高的地域，有必要以景观的集约利用为导向进行有序开发，同时对未来暴露胁迫高值区域的生态控制范围予以更新，以保障建设开发的集中布局。而此时，开发与保护具体阈值的选择依赖于决策者的当前认知及决策偏好。

6 结语

本研究将城市社会—生态系统作为景观生态风险的评价对象，纳入生态适应性循环

理论中的“潜力—连通度—恢复力”三维准则框架,有效地将景观生态风险评价视角从景观指数层面扩展至时空一体化的地域空间范畴,通过相对完善的指标体系直观表达不同时空维度的多种社会与生态功能,完成了景观生态风险评价指标与方法的改进;并基于OWA算法情景设置,进行不同评价者或决策者偏好下的城市景观生态风险空间制图;研究结果有助于深圳大鹏半岛开发、生态控制线划定等相关城市规划中景观开发与保护问题的定量指引与空间管控。

基于指标计算叠加结果,深圳城市景观生态风险整体呈现“西高东低”的分布格局。其中,潜力风险分布格局与最终风险评价结果最为相似,但风险高值像元相对较少;连通度风险空间分布两极化现象明显,恢复力风险高值区域多出现在城市边缘;干扰指标主要影响风险评价结果属性值域,暴露指标主要影响风险评价结果空间格局。准则间的不一致性表明不存在某一项指标或准则能直接表征风险评价最终结果。在基于OWA方法的情景分析中,最终设置评价者偏好在[0.8, 1.2]区间内波动,得出“忽视风险情景”、“正常风险情景”、“重视风险情景”三类城市景观生态风险图,从而明确城市开发和保护的空間权衡,降低风险评价过程中的不确定性。

景观生态风险评价与针对单一风险类别的评价相比,更适用于表述评价对象的空间综合特性。在对城市景观生态风险评价的研究中,有必要认识到评价的终点应当落脚于城市景观设计与布局优化。因此,如何权衡主观感知与客观现实、理论构建与方法支持、定性目标与定量模型、简化操作与精度控制等诸多矛盾,从而满足城市景观规划的现实需求,仍是有待进一步深入探讨的重点问题。

参考文献(References)

- [1] U.S. Environmental Protection Agency. Framework for ecological risk assessment. Washington, DC: Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-92/001. 1992.
- [2] U.S. Environmental Protection Agency. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Washington, DC: Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-95/002F. 1998.
- [3] Hunsaker C T, Graham R L, Suter II G W, et al. Assessing ecological risk on a regional scale. *Environmental Management*, 1990, 14(3): 325-332.
- [4] Graham R L, Hunsaker C T, O'Neill R V, et al. Ecological risk assessment at the regional scale. *Ecological Applications*, 1991: 196-206.
- [5] Dou Yue, Dai Erfu, Wu Shaohong. Assessment on vulnerability of ecosystems to land use change: A case study of Huadu District, Guangzhou City. *Geographical Research*, 2012, 31(2): 311-322. [窦玥, 戴尔阜, 吴绍洪. 区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响评估: 以广州市花都区为例. *地理研究*, 2012, 31(2): 311-322.]
- [6] Lei Y, Wang J, Yue Y, et al. How adjustments in land use patterns contribute to drought risk adaptation in a changing climate: A case study in China. *Land Use Policy*, 2014, 36: 577-584.
- [7] Gonzalez J R, Palahi M, Pukkala T. Integrating fire risk considerations in forest management planning in Spain: A landscape level perspective. *Landscape Ecology*, 2005, 20(8): 957-970.
- [8] Bechmann M, Stålnacke P, Kværnø S, et al. Integrated tool for risk assessment in agricultural management of soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(2): 749-759.
- [9] Kingwell R, John M. The influence of farm landscape shape on the impact and management of dry land salinity. *Agricultural Water Management*, 2007, 89(1): 29-38.
- [10] Li Xiehui, Li Jingyi. Analysis on regional landscape ecological risk based on GIS: A case study along the lower reaches of the Weihe River. *Arid Zone Research*, 2008, 25(6): 899-903. [李谢辉, 李景宜. 基于GIS的区域景观生态风险分析: 以渭河下游河流沿线区域为例. *干旱区研究*, 2008, 25(6): 899-903.]
- [11] Wang Mei'e, Chen Weiping, Peng Chi. Urban ecological risk assessment: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(3): 911-918. [王美娥, 陈卫平, 彭驰. 城市生态风险评价研究进展. *应用生态学报*. 2014, 25(3): 911-918.]
- [12] Rinner C, Hussain M. Toronto's urban heat island: Exploring the relationship between land use and surface temperature.

- Remote Sensing, 2011, 3(6): 1251-1265.
- [13] Yin Zhan'e, Xu Shiyuan, Yin Jie, et al. Small-scale based scenario modeling and disaster risk assessment of urban rainstorm water-logging. *Acta Geographica Sinica*, 2010, 65(5): 553-562. [尹占娥, 许世远, 殷杰, 等. 基于小尺度的城市暴雨内涝灾害情景模拟与风险评估. *地理学报*, 2010, 65(5): 553-562.]
- [14] Chen Peng, Pan Xiaoling. Ecological risk analysis of regional landscape in inland river watershed of arid area: A case study of Sangong River Basin in Fukang. *Chinese Journal of Ecology*, 2003, 22(4): 116-120. [陈鹏, 潘晓玲. 干旱区内陆河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.]
- [15] Lu Yuan, Su Wenjing, Hua Cui, et al. Landscape ecological risk assessment for upper Zuojiang River Basin. *Tropical Geography*, 2010, 30(5): 496-503. [卢远, 苏文静, 华璀, 等. 左江上游流域景观生态风险评价. *热带地理*, 2010, 30(5): 496-503.]
- [16] Xie Hualin. Spatial characteristic analysis of land use eco-risk based on landscape structure: A case study in the Xingguo County, Jiangxi Province. *China Environmental Science*, 2011, 31(4): 688-695. [谢花林. 基于景观结构的土地利用生态风险空间特征分析: 以江西兴国县为例. *中国环境科学*, 2011, 31(4): 688-695.]
- [17] Hu Hebin, Liu Hongyu, HaoJingfeng, et al. The urbanization effects on watershed landscape structure and their ecological risk assessment. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(12): 3432-3440. [胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 流域景观结构的城市化影响与生态风险评价. *生态学报*, 2011, 31(12): 3432-3440.]
- [18] Gao Bin, Li Xiaoyu, Li Yugang, et al. Assessment of ecological risk of coastal economic developing zone in Jinzhou Bay based on landscape pattern. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(12): 3441-3450. [高宾, 李小玉, 李玉刚, 等. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析. *生态学报*, 2011, 31(12): 3441-3450.]
- [19] Wen Xiaojin, Yang Haijuan, Liu Yanxu, et al. Industrialization process and ecological risk pattern in a rich energy region of northern Shaanxi, Northwest China. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, 32(6): 1578-1586. [温晓金, 杨海娟, 刘焱序, 等. 陕北能源富集区工业化过程与生态风险格局. *生态学杂志*, 2013, 32(6): 1578-1586.]
- [20] Landis W G. The frontiers in ecological risk assessment at expanding spatial and temporal scales. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2003, 9(6): 1415-1424.
- [21] Cumming G S. Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. *Landscape Ecology*, 2011, 26(7): 899-909.
- [22] Gunderson L H, Holling C S. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Washington D. C.: Island Press, 2002.
- [23] Sun Jing, Wang Jun, Yang Xinjun. An overview on the resilience of social-ecological systems. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(12): 5371- 5381. [孙晶, 王俊, 杨新军. 社会—生态系统恢复力研究综述. *生态学报*, 2007, 27(12): 5371- 5381.]
- [24] Yager R R. On ordered weighted averaging aggregation operators in multicriteria decision making. *IEEE Trans. On Systems, Man, and Cybernetics*, 1988, 18(1): 183-190.
- [25] Zhou Hongjian, Shi Peijun, Wang Jing'ai, et al. River network change and its ecological effects in Shenzhen Region in recent 30 years. *Acta Geographica Sinica*, 2008, 63(9): 969-980. [周洪建, 史培军, 王静爱, 等. 近30年来深圳河网变化及其生态效应分析. *地理学报*, 2008, 63(9): 969-980.]
- [26] Bu Xinguo, Wang Yanglin, Wu Jiansheng. The effect of landform on landscape pattern vertical differentiation in rapidly urbanized Shenzhen City. *Acta Geographica Sinica*, 2008, 63(1): 75-82. [卜心国, 王仰麟, 吴健生. 深圳快速城市化中地形对景观垂直格局的影响. *地理学报*, 2008, 63(1): 75-82.]
- [27] Liu Zhenhuan, Wang Yanglin, Peng Jian, et al. Using ISA to analyze the spatial pattern of urban land cover change: A case study in Shenzhen. *Acta Geographica Sinica*, 2011, 66(7): 961-971. [刘珍环, 王仰麟, 彭建, 等. 基于不透水表面指数的城市地表覆被格局特征: 以深圳市为例. *地理学报*, 2011, 66(7): 961-971.]
- [28] Chang Qing, Li Shuangcheng, Wang Yanglin, et al. Green landscape evolution and its driving factors in Shenzhen. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(12): 1611-1622. [常青, 李双成, 王仰麟, 等. 基于稳定映射分析的深圳绿色景观时空演化及启示. *地理学报*, 2012, 67(12): 1611-1622.]
- [29] Lorz C, Fürst C, Galic Z, et al. GIS-based probability assessment of natural hazards in forested landscapes of central and south-eastern Europe. *Environmental Management*, 2010, 46(6): 920-930.
- [30] Martín-Martín C, Bunce R G, Saura S, et al. Changes and interactions between forest landscape connectivity and burnt area in Spain. *Ecological Indicators*, 2013, 33: 129-138.
- [31] Saura S, Estreguil C, Mouton C, et al. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators*, 2011, 11: 407-416.
- [32] Folke C. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental*

- Change, 2006, 16: 253-267.
- [33] Turner II B J. Vulnerability and resilience: Coalescing or paralleling approaches for sustainability science? *Global Environmental Change*, 2010, 20: 570-576.
- [34] Gurung R B, Breidt F J, Dutin A, et al. Predicting Enhanced Vegetation Index (EVI) curves for ecosystem modeling applications. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(10): 2186-2193.
- [35] Hutchinson M F. *Anusplin Version 4.2 User Guide*. Cauberra: Australian National University, 2001.
- [36] Wischmeier W H. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1971, 26: 189-193.
- [37] McGrigal K, Cushman S A, Ene E. *FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps*. University of Massachusetts, Amherst. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, 2012.
- [38] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 2006, 21(7): 959-967.
- [39] Saura S, Torné J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modeling and Software*, 2009, 24(1): 135-139.
- [40] Marulli J, Mallarach J M. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: Application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning*, 2005, 71(2): 243-262.
- [41] Wei Hai, Qin Bo, Peng Jian, et al. Evaluation on comprehensive exploitation suitability of low-slope hilly land based on GRNN model and neighborhood calculation: A case study of Wumeng Mountain continuous poverty-stricken region. *Geographical Research*, 2014, 33(5): 831-841. [魏海, 秦博, 彭建, 等. 基于 GRNN 模型与邻域计算的低丘缓坡综合开发适宜性评价: 以乌蒙山集中连片特殊困难片区为例. *地理研究*, 2014, 33(5): 831-841.]
- [42] Cai Bofeng, Yu Rong. Advance and evaluation in the long time series vegetation trends research based on remote sensing. *Journal of Remote Sensing*, 2009, 13(6): 1170-1186. [蔡博峰, 于嵘. 基于遥感的植被长时序趋势特征研究进展及评价. *遥感学报*, 2009, 13(6): 1170-1186.]
- [43] Yuan Lihua, Jiang Weiguo, Shen Wenming, et al. The spatio-temporal variations of vegetation cover in the Yellow River Basin from 2000 to 2010. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(24): 7798-7806. [袁丽华, 蒋卫国, 申文明, 等. 2000-2010 年黄河流域植被覆盖的时空变化. *生态学报*, 2013, 33(24): 7798-7806.]
- [44] Zarghami M, Szidarovszky F. Fuzzy quantifiers in sensitivity analysis of OWA Operator. *Computers and Industrial Engineering*, 2008, 54(4): 1006-1018.
- [45] Yager R R. Quantifier guided aggregation using OWA operators. *International Journal of Intelligent Systems*, 1996, 11(1): 49-73.
- [46] Yager R R. Nonmonotonic OWA operators. *Soft Computing*, 1999, 3(3): 87-196
- [47] Liu Yanxu, Peng Jian, Han Yinan, et al. Suitability assessment for building land consolidation on gentle hillside based on OWA operator: A case in Dali Bai Nationality Borough in Yunnan, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(12): 3188-3197. [刘焱序, 彭建, 韩忆楠, 等. 基于 OWA 的低丘缓坡建设开发适宜性评价: 以云南大理白族自治州为例. *生态学报*, 2014, 34(12): 3188-3197.]
- [48] Wu Jiansheng, Qiao Na, Peng Jian, et al. Spatial variation of landscape eco-risk in open mine area. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(12): 3816-3824. [吴健生, 乔娜, 彭建, 等. 露天矿区景观生态风险空间分异. *生态学报*, 2013, 33(12): 3816-3824.]
- [49] Wu Jiansheng, Zong Minli, Peng Jian. Assessment of mining area's ecological vulnerability based on landscape pattern: A case study of Liaoyuan, Jilin Province of Northeast China. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(12): 3213-3220. [吴健生, 宗敏丽, 彭建. 基于景观格局的矿区生态脆弱性评价: 以吉林省辽源市为例. *生态学杂志*, 2012, 31(12): 3213-3220.]
- [50] Pan Yajing, Wang Yanglin, Peng Jian, et al. Research progress in ecological risk assessment of mining area. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(20): 6566-6574. [潘雅婧, 王仰麟, 彭建, 等. 矿区生态风险评价研究述评. *生态学报*, 2012, 32(20): 6566-6574.]
- [51] Peng Jian, Wu Jiansheng, Pan Yajing, et al. Evaluation for regional ecological sustainability based on PSR model: Conceptual framework. *Progress in Geography*, 2012, 31(7): 933-940. [彭建, 吴健生, 潘雅婧, 等. 基于 PSR 模型的区域生态持续性评价概念框架. *地理科学进展*, 2012, 31(7): 933-940.]

Urban landscape ecological risk assessment based on the 3D framework of adaptive cycle

LIU Yanxu, WANG Yanglin, PENG Jian, ZHANG Tian, WEI Hai

(Laboratory for Earth Surface Processes, Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: As the city social-ecological system was regarded as the risk assessment target, a 3D framework of ecological adaptive cycle was built, which extended the landscape ecological risk assessment indicators to the potential-connectedness-resilience 3D criteria from the former landscape index level. Emphasis was placed on the principle of static spatial pattern with interactive dynamic trend from a geographical spatial analysis view. It was believed that the 3D framework could describe the pattern-process interaction with specific landscape elements much more clearly. Taking Shenzhen city as a study area, this study adopted the 3D framework of ecological adaptive cycle in building a landscape ecological risk assessment index system with the help of GIS spatial analysis method. Different scenarios were established based on the ordered weighted averaging (OWA) algorithm in the risk assessment. The results show that among the three scenarios, the concrete value of landscape ecological risk showed a similar distribution trend that the Dapeng Peninsula had the lowest landscape ecological risk in Shenzhen city; Yangtai Mountain and Bijiashan Park showed relatively low risks in the city area, even though the risks in each scenario were specifically different. This indicated that the choice of the specific threshold in "development" or "protection" largely depended on the city development strategy created by decision makers under current cognition. The emphasis of scenario tradeoff was extracting the risk and uncertainty interval rather than an optimal value. The development or protection methods through each of the specific planning objectives would be the ultimate goal of the ecological risk assessment at a regional scale. The evaluation in this study improved the landscape ecological risk assessment indices and methods based on the adaptive cycle concept, which reflected the spatiotemporal dynamics and exposure disturbed by human interference. Furthermore, the preference transform in OWA method reduced the uncertainty caused by the subjective risk assessment, which could improve the theoretical basis as well as maneuverability in urban planning. This study not only extended the landscape ecological risk assessment to spatial-temporal integration perspective, but also made a significant improvement in ecological risk assessment of landscape indicator system. Therefore, the results of this study could offer a powerful quantitative support for landscape development and protective measures effectively, such as city construction and demarcation of ecological control line.

Keywords: urban landscape EcoRA; adaptive cycle; ordered weighted averaging; exploitation and protection; Shenzhen City