

# 基于 InVEST 模型的鄱阳湖区生境质量 时空演化及其变迁特征分析

尚俊 蔡海生 龙月 曾君乔 陈艺 张学玲<sup>1</sup>

(江西农业大学 江西省鄱阳湖流域农业资源与生态重点实验室,

江西农业大学 富硒农业产业发展研究中心, 江西 南昌 330045)

**【摘要】:** 鄱阳湖是国际重要湿地、全球重要的生态区, 鄱阳湖区生态环境质量对于鄱阳湖生态功能、生物多样性保护具有极其重要的意义。基于鄱阳湖区 1995、2005、2015 年遥感影像数据, 采用 InVEST 模型, 分析了湖区生境质量时空演变情况; 利用像元二分法, 对生境退化度的概率密度函数与累积分布函数计算分析, 明确了湖区生境退化的阈值; 结合标准差椭圆分析法, 探讨了不同生态类型生境质量优势变迁情况。结果表明: (1) 鄱阳湖区 1995~2015 年建设用地大幅增长, 耕地、林地面积小幅下降, 草地面积严重减少, 水域、其他用地面积小幅增加。(2) 鄱阳湖区耕地、林地、草地、水域生境的强干扰阈值, 分别为各自生境适宜度的 70%、85%、81%、78%。水域、林地、草地受到的干扰逐渐增强, 耕地受到的干扰逐渐减弱。(3) 鄱阳湖区 1995~2015 年生境质量略微下降, 中心地带的水域以及北部地区的林地干扰较弱, 区域生境质量较高; 中心地带外沿环层生境质量一般; 西南部耕地干扰较强, 区域生境质量较低。高质量生境向低质量生境演化现象严峻。(4) 耕地变迁态势反映出耕地保护政策的严格化; 林草地变迁态势受到地形梯度因素的影响; 水域变迁态势受围湖造田和城镇扩张共同影响, 单一从土地利用层面解释湿地水域生境质量演变存在局限性。研究结果对于鄱阳湖区生态环境保护及生态系统调控具有一定的理论意义与实践价值。

**【关键词】:** 鄱阳湖区 InVEST 模型 标准差椭圆法

**【中图分类号】:** F323.3 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)08-1901-15

生物多样性是人类赖以生存的基础, 一方面给人类提供基本的环境, 另一方面又提供了丰富的资源<sup>[1]</sup>。全球的自然生境都面临着由大规模人类活动引起的土地利用方式、强度及格局的改变导致的萎缩和碎片化问题, 进而影响生物多样性状况<sup>[2~4]</sup>。生境质量是指环境为个体和种群的持续生存与发展提供适宜条件的能力<sup>[5]</sup>, 是区域生态安全保障和人类福祉提升的关键环节<sup>[6]</sup>, 对生物多样性的保护具有重要的作用<sup>[7]</sup>。生境质量的研究对象分为特定生物多样性和一般生物多样性。特定生物多样性的生境质量研究主要针对某一类生物的习性差异、地域分异及其变化的影响特征。MANGADZE 等<sup>[8]</sup>研究了城市土地利用活动导致的水生境退化对南非大型无脊椎动物功能性摄食行为的影响, 陈炼钢等<sup>[9]</sup>基于 EFDC 水动力学模型和生境适宜度曲线, 以水深为关键因子, 构建了鄱阳湖越冬水鸟生境数值模拟模型并连续模拟了重要生境变化。特定生物多样性的研究数据获取较为困难, 在大尺度的条件下难以展开。而一般生物多样性研究则不区分具体的生物种群, 以流域、岛屿、陆地区域等尺度展开生境质量的综合评价,

**作者简介:** 尚俊(1995~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土地生态、土地经济等。E-mail:794442701@qq.com  
蔡海生 E-mail:caihsh@263.net

**基金项目:** 国家自然科学基金项目(31660140, 31560150); 江西省十三五社科规划项目(17YJ11); 江西省高校人文社科规划项目(GL171113); 江西省高校人文社科重点研究基地项目(2018-32); 江西省土地开发整理中心项目(2019-026)

以获取不同生物对于区域生态系统整体的适宜性信息。巩杰等运用 GIS 和 InVEST 模型,分析了甘肃白龙江流域 1977~2014 年生境质量时空分异特征<sup>[10]</sup>;SCHRADER 等研究了印度尼西亚拉贾安帕特群岛上 60 个小岛的物种-地区关系(species-area relationship, SAR),得出 SAR 和生物多样性受岛屿规模的影响,具有小岛效应(small-island effect, SIE)<sup>[11]</sup>。近年来,生境质量逐渐成为城市扩张的重要测度工具<sup>[12~14]</sup>,对生境质量理论及模型进行优化改进的研究也越来越多<sup>[15,16]</sup>。InVEST 模型由于数据需求量小、可获取性高、结果可视性强<sup>[17]</sup>,与生物多样性观测结果存在显著的相关关系<sup>[18]</sup>,被广泛应用于生境质量研究<sup>[19~21]</sup>。模型基于区域土地利用现状进行情景模拟,得到生境类型在其自然本底以及所受外部干扰综合作用下的生境质量指数,以此进一步评估生境质量的状况。然而在判断生境质量的优劣,对其进行定性研究时,传统的自然断点法、等距离划分法等<sup>[22,23]</sup>方法不同程度上忽略了生境质量优劣情况无法脱离生境类型的自然本底这一特殊性。单纯依据数学方法对生境质量进行定性研究,容易使其发展为土地利用类型划分研究。

湿地是世界上生产力最高、最敏感的生态系统之一,受土地利用/覆被以及水位和水深等影响较大<sup>[24,25]</sup>。其中,水位和水深的变化节律直接影响湖区滩地的淹没和出露情况,进而影响鸟类的食物资源、鱼类、底栖动物等的产量、分布、物种多样性、群落结构及演替产生<sup>[26,27]</sup>。以往针对鄱阳湖生态湿地的研究也多从水位水深角度展开<sup>[28,29]</sup>。土地利用/覆被的变化是造成湿地丧失的主要驱动力,同时也导致了湿地的生态系统服务的供应和质量的下降,依据土地利用状况对鄱阳湖湿地生境质量的空间格局及其动态变迁特征开展的研究并不多见。孙传淳运用 InVEST 模型评估了生态保育、经济发展、自然增长 3 种情景下鄱阳湖区候鸟生境质量的变化情况,在经济发展情景下,湿地生境质量出现下降<sup>[30]</sup>。而经济发展与生态保育在湖区均处于较为突出的位置。鄱阳湖区生态系统作为一个非常复杂的有机整体,影响生境质量的因素错综复杂,如何定性定量相结合研究湖区经济发展和生态保育综合背景下的生境质量时空演化及其变迁特征,对于湖区生态系统保护和恢复、生物多样性保护、生态系统管理等,具有重要的现实意义。本文基于土地利用变化角度,运用 InVEST 模型、像元二分法、标准差椭圆法,尝试通过分析鄱阳湖区 1995~2015 年生境退化特征,以及生境质量的时空演化及变迁特征,探究区域生境质量退化阈值以及生境质量优势发展态势,以期为生境质量定性研究提供参考,为区域土地生态调控和生物多样性保护提供决策依据和科技支撑。

## 1 研究区概况

鄱阳湖位于江西省北部,是一个过水性、吞吐性、季节性湖泊,每年经鄱阳湖调蓄注入长江的水量平均达 1450 亿  $m^3$ ,占长江平均年流量的 15%以上。鄱阳湖是长江中下游地区生态安全、饮水安全的重要保障,在调洪蓄水、气候调节和生物多样性保护等方面,具有无法估量的社会、经济和生态价值<sup>[31~33]</sup>。鄱阳湖区为鄱阳湖沿岸县市,主要由赣江、抚河、信江、饶河、修水 5 大河流下游入湖处形成的大片三角洲,以及滨湖地区直接入湖的 24 条主要河流构成的河网区域。区内河流纵横,湖泊星罗棋布,土壤肥沃,生物多样性丰富。20 世纪 60 年代,鄱阳湖区围湖造田现象严重,湿地生态遭到破坏<sup>[34]</sup>。1998 年,长江流域发生特大洪水,鄱阳湖也受到影响,湖区土地利用/覆被发生了较大的变化,大量成熟林地遭到破坏。为了改善鄱阳湖的湿地生态环境,洪水过后湖区大力推行退田还湖政策,由此造成区域水域面积大幅增加,耕地面积大幅减少,鄱阳湖的水源涵养功能显著提高<sup>[35]</sup>。

本研究所指的鄱阳湖区主要针对鄱阳湖沿岸市区县(图 1),包括南昌市辖南昌县、新建县、进贤县,九江市辖九江市城区、庐山市、德安县、永修县、湖口县、都昌县,以及上饶市余干县、鄱阳县。地理范围为 28° 24' N~29° 46' N、115° 49' E~117° 46' E,土地面积 19731 $km^2$ ,约占江西省土地总面积的 11.8%。

## 2 数据与方法

### 2.1 数据来源及处理

本研究以 1995、2005、2015 年的鄱阳湖区土地利用图为基础数据,数据源实际取得的时间均为 10 月份左右。其中 1995、2005 年土地利用图来源于从中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>)获取的江西省土地利用矢量数据,比例尺为 1:100000,2015 年土地利用图通过利用 ENVI5.3 对 2015 年 Landsat/OLI 影像进行人机交互解译获取,解译精度达到 85%以上,

数据可靠性良好。根据 InVEST 生境质量模型运行要求，在处理生境质量计算时，输入的区域范围应大于实际进行研究的区域，以防止实际研究区边缘出现异常值。因此，数据处理中，以研究区边缘为界线，建立了 10km 的缓冲区(其中研究区北部部分缓冲区位于江西省外，数据缺乏，可能对生境质量计算分析会产生一些影响)。通过遥感解译，将土地利用分成耕地、林地、草地、水域、建设用地、其他用地等类型，数据坐标系统一转为 WGS\_1984\_Albers 投影坐标系。以此为基础，在 InVEST 模型中，针对各威胁因子图层统一生成 30m×30m 栅格图层进行分析。1995、2005、2015 年的鄱阳湖区土地利用图如图 2。

## 2.2 研究方法

### 2.2.1 InVEST 生境质量模型

InVEST 模型也称生态系统服务和交易的综合评估模型(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs)，通过模拟不同土地覆被情景下生态服务系统物质和价值量的变化，为决策者权衡人类活动的效益和影响提供科学依据。一般情况下，可以通过模型中的生境质量模块，来评估研究区的生境质量。运行模型中的生境质量模块，需要输入 5 个必需的数据，即：当前的土地利用/土地覆被数据、威胁因子表(包含威胁因子的最大影响距离和权重以及衰减函数)、威胁源图层数据、生境类型及生境类型对威胁因子的敏感性表以及半饱和常数；输出数据包括：生境退化度、生境稀缺性以及生境质量图层。其公式如下：

$$Q_{sj} = H_j \left[ 1 - \left( \frac{D_{sj}^z}{D_{sj}^z + k^z} \right) \right] \quad (1)$$



图 1 研究区位置图

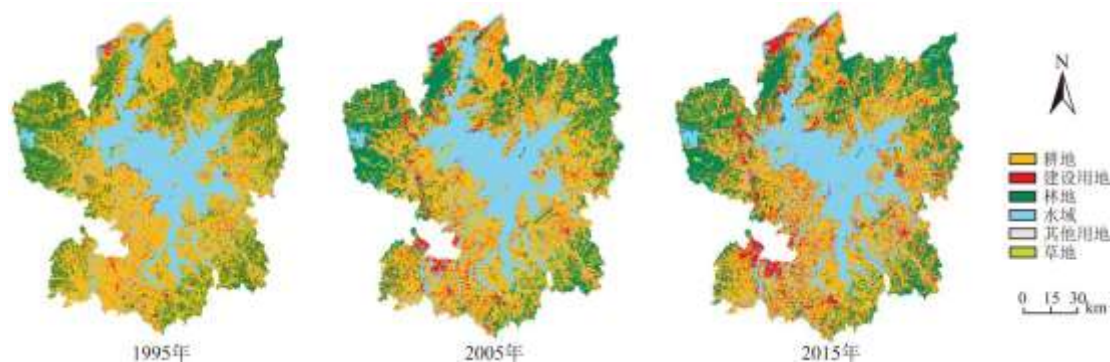


图2 鄱阳湖区土地利用分布及其变化

式中： $Q_{xj}$ 为土地利用/土地覆被类型  $j$  中栅格  $x$  的生境质量，值域在  $[0, 1]$  之间； $H_j$  为土地利用/土地覆被类型  $j$  的生境适宜性，根据情况可以简单的分类成 0 或 1, 0 代表非生境，1 代表生境 (如果有充分的研究区物种生境的信息，可以赋值  $[0, 1]$ , 1 代表最高的生境适宜性)； $D_{xj}$  为土地利用/土地覆被类型  $j$  中  $x$  栅格的生境退化水平； $Z$  为归一化常数，通常取默认值 2.5； $k$  为半饱和和常数，通常取最大生境退化栅格值的一半 (模型运行一次后设置)。  $D_{xj}$  的计算公式为：

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

式中： $r$  为威胁因子； $R$  为威胁因子的个数； $y$  为威胁因子  $r$  的栅格图层； $x$  为生境的栅格数； $Y_r$  为威胁因子的栅格个数； $w_r$  是威胁因子  $r$  的归一化权重，表示每一种威胁因子对生境完整性的影响与其它威胁因子相对值大小，取值为  $[0, 1]$ ，值越大表明威胁因子对生境完整性影响越大； $\beta_x$  为生境栅格  $x$  的可达性水平，受政策、环境等因素的影响，取值  $[0, 1]$ ，本研究不考虑该值的影响，故取 1； $S_{jr}$  为土地利用类型  $j$  对威胁源  $r$  的敏感性，取值范围为  $[0, 1]$ ，值越大代表越敏感； $i_{rxy}$  为威胁因子  $r$  的栅格图层  $y$  对生境栅格  $x$  的影响，受距离的影响呈现两种衰减规律。包括线性衰减、指数衰减，用公式表示如下：

$$i_{rxy} = 1 - \left( \frac{d_{xy}}{d_{rmax}} \right) \quad (\text{线性衰减}) \quad (3)$$

$$i_{rxy} = \exp\left(-\left(\frac{2.99}{d_{rmax}}\right) d_{xy}\right) \quad (\text{指数衰减}) \quad (4)$$

式中： $d_{xy}$  是生境栅格  $x$  和威胁因子栅格  $y$  之间的距离； $d_{rmax}$  是威胁因子  $r$  的最大影响距离。

参考前人<sup>[10, 23, 35]</sup>对流域和湿地保护区生境质量的研究，以及 InVEST 用户手册，结合相关专家的研究经验和指导意见，归纳整理得到研究区威胁因子表 (表 1)、生境类型对威胁因子的敏感性表 (表 2)。

表 1 威胁因子表

威胁因子 $r$	最大影响距离 $d_{max}$	权重 $w$	衰减函数 $i$
----------	------------------	--------	----------

城镇用地	10	0.9	指数衰减
农村居民点	6	0.6	指数衰减
裸地	2	0.1	线性衰减
其他建设用地	5	0.7	指数衰减
耕地	3	0.3	线性衰减

表 2 生境类型对威胁因子的敏感性

地类	生境适宜度	城镇用地	农村居民点	其他建设用地	耕地	裸地
水域	0.9	0.75	0.6	0.7	0.5	0.25
有林地	1	0.9	0.7	0.8	0.6	0.3
耕地	0.4	0.4	0.3	0.2	0.3	0.15
农村居民点	0	0	0	0	0	0
疏林地	0.9	0.7	0.7	0.7	0.6	0.3
灌木林地	1	0.8	0.75	0.7	0.5	0.4
城镇用地	0	0	0	0	0	0
中覆盖草地	0.6	0.5	0.35	0.4	0.3	0.35
高覆盖草地	0.7	0.6	0.5	0.5	0.35	0.3
其他林地	0.8	0.8	0.7	0.8	0.6	0.4
低覆盖草地	0.5	0.5	0.4	0.4	0.3	0.4
裸地	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.05
其他建设用地	0	0	0	0	0	0

### 2.2.2 像元二分法

像元二分法是针对植被覆盖度估算时提出的研究方法<sup>[37]</sup>,通过设置一定置信度内的 NDVI 累积分布阈值将像元区分为土壤纯像元、土壤植被混合像元、植被纯像元三类,进而得到以 NDVI 表征的区域植被覆盖度。像元二分法计算公式为:

$$FC = \frac{(NDVI - NDVI_{soil})}{(NDVI_{veg} - NDVI_{soil})} \quad (5)$$

$$NDVI_{soil} = (FC_{max} \cdot NDVI_{min} - FC_{min} \cdot NDVI_{max}) / (FC_{max} - FC_{min}) \quad (6)$$

$$NDVI_{veg} = \left[ (1 - FC_{min}) \cdot NDVI_{max} - \frac{1 - FC_{max} \cdot NDVI_{min}}{FC_{max} - FC_{min}} \right] \quad (7)$$

式中：FC 为植被覆盖度；NDVI 为栅格像元 NDVI 值； $NDVI_{soil}$  为土壤纯像元 NDVI 值； $NDVI_{veg}$  为植被纯像元 NDVI 值。 $FC_{max}$  和  $FC_{min}$  分别为植被覆盖度的最大值和最小值，与地区、时相、图像空间分辨率等有关。

依据像元二分法的原理，设置不同土地类型下的生境退化度累积分布  $D_{cd}$  (Cumulative Distribution, CD) 阈值，以此区分生境是否受到高强度的干扰。半饱和常数 K 和生境退化度 D 共同决定生境质量的离散程度，依据生境质量计算公式，当 D 为 0.5K 时，生境质量相对于生境适宜度(以下简称相对)下降 15%；当 D 等于 K 时，生境质量相对下降 50%；当 D 为 1.5K 时，生境质量相对下降 73%；当 D 等于 2K 时，D 达到最大，此时生境像元受干扰最强，生境质量相对下降 85%。概率密度函数 (Probability Density Function, PDF) 与累积分布函数 (Cumulative Distribution Function, CDF) 常用于研究连续型随机变量的变化规律，对阈值的确定也能起到帮助<sup>[38]</sup>。综上所述，本文设置  $D=0.5K$ 、 $D=K$ 、 $D=1.5K$ ，以及 80%置信度  $D_{cd}$ 、90%置信度  $D_{cd}$  等 5 类生境退化度备择阈值，依据生境质量计算公式将生境退化度转化为相应的生境相对退化(下降)水平。通过研究不同生境质量相对退化水平下的  $D_{cd}$ ，以确定区域生境质量强干扰阈值。

### 2.2.3 标准差椭圆法

标准差椭圆是空间统计领域比较常用的统计工具，最早由美国南加州大学社会学教授韦尔蒂·利菲弗 (D. Welty Lefever) 在 1926 年提出<sup>[39]</sup>，主要用于分析和探索数据变化规律。椭圆扁率表示的是数据沿长轴分布的显著程度，扁率越大，表示数据沿长轴分布的趋势越明显；反之，扁率越小，即长短半轴长度越接近，则越不明显。如果长短半轴完全相等，即扁率为 0，构成圆形，则表示没有任何的方向分布特征。其公式表达如下：

$$\begin{aligned} x'_i &= x_i - x_{umc}; \quad y'_i = y_i - y_{umc} \quad (8) \\ \tan\theta &= \frac{\left( \sum_{i=1}^n w_i^2 x_i'^2 - \sum_{i=1}^n w_i^2 y_i'^2 \right)}{2 \sum_{i=1}^n w_i^2 x_i' y_i'} + \\ &\frac{\sqrt{\left( \sum_{i=1}^n w_i^2 x_i'^2 - \sum_{i=1}^n w_i^2 y_i'^2 \right)^2 + 4 \left( \sum_{i=1}^n w_i^2 x_i' y_i' \right)^2}}{2 \sum_{i=1}^n w_i^2 x_i' y_i'} \end{aligned}$$

(9)

$$\delta_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (w_i x_i' \cos\theta - w_i y_i' \sin\theta)^2}{\sum_{i=1}^n w_i^2}};$$

$$\delta_y = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (w_i x_i' \sin\theta - w_i y_i' \cos\theta)^2}{\sum_{i=1}^n w_i^2}} \quad (10)$$

式中： $(x_{cmc}, y_{cmc})$ 是 $(x_i, y_i)$ 的平均中心； $w_i$ 为生境退化度； $x_i'$ 和 $y_i'$ 是各点距区域中心的相对坐标； $\tan\theta$ 为点分布格局的转角， $\delta_x$ 、 $\delta_y$ 分别为沿 $x$ 轴和 $y$ 轴的标准差。

基于通过 ArcGIS 创建渔网工具得到的不同地类生境质量样本点，以生境质量为权重参数，椭圆大小参数选择第一级别(椭圆覆盖 68%的生境质量图层数值)，得到不同地类的生境质量标准差椭圆，以度量各地类生境质量的方向以及分布特征。同时通过椭圆质心的移动情况研究不同生境质量优势的时空变迁，其中生境质量样本点分辨率设置为 1km。

### 3 结果分析

#### 3.1 土地利用变化

根据 1995、2005、2015 年的鄱阳湖区土地利用图，可得到 3 期鄱阳湖区土地利用类型图(图 2)和各地类占比图(图 3)，通过对不同年份的土地利用类型图进行空间叠加分析，可得到 1995、2005、2015 年鄱阳湖区土地利用转移矩阵(表 3)，结合转移矩阵分析鄱阳湖区土地利用及其变化情况如下。

##### (1) 1995~2005 年土地利用变化

鄱阳湖区 1995~2005 年建设用地、水域和其他用地分别增加了 691.52、386.21、32.3 $\text{hm}^2$ ，耕地、林地、草地分别减少了 489.09、236.57、384.36 $\text{hm}^2$ 。建设用地、水域、其他用地由耕地转入的面积均为最大，分别为 705.69、679.54、18.46 $\text{hm}^2$ 。在面积减少的地类中，耕地主要转出为建设用地、水域、林地，分别有 705.69、679.54、554.82 $\text{hm}^2$ ；林地主要转出为耕地，草地转出为林地的面积最大。

##### (2) 2005~2015 年土地利用变化

鄱阳湖区 2005~2015 年各地类变化趋势和前 10 年的变化情况大体一致。草地、耕地、林地分别减少了 114.82、644.41、182.69 $\text{hm}^2$ ，建设用地、水域、其他用地分别增加了 672.00、260.65、9.27 $\text{hm}^2$ 。其中：草地主要转出为耕地、林地、水域，转出面积比例高达 75%；林地转入面积最大，达到了 59.01 $\text{hm}^2$ ；耕地主要转出为建设用地、水域、林地，而转入最大也是这三类用地，耕地转入转出大致平衡。建设用地转入和转出最多的地类均为耕地；水域转出主要为耕地和建设用地，转入则以耕地为主；其他用地主要转出为耕地和建设用地，转出幅度较为剧烈，达到了 82%，转入则主要为耕地和林地。

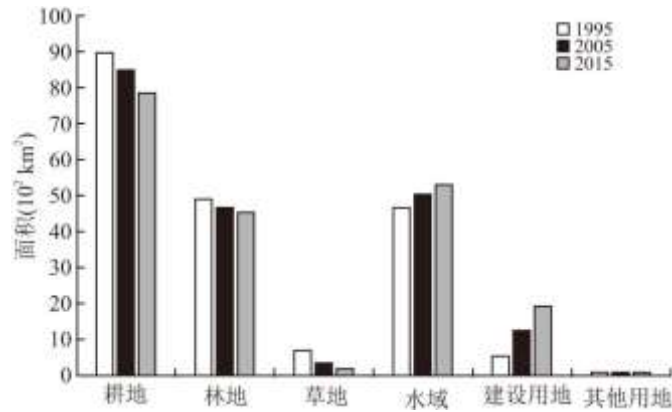


图 3 鄱阳湖区各土地利用类型的面积

表 3 鄱阳湖区土地利用转移矩阵(单位: hm<sup>2</sup>)

年份	地类	草地	耕地	建设用地	林地	水域	其他用地
1995~2005	草地	152.51	179.61	25.46	293.70	38.96	2.44
	耕地	88.63	6846.85	705.69	554.82	679.54	18.46
	建设用地	4.95	163.98	247.88	12.08	41.29	0.96
	林地	31.02	891.71	121.46	3776.32	78.22	10.58
	水域	31.22	321.93	61.61	34.69	4112.56	2.47
	其他用地	0	0.81	0.55	1.13	0.12	0.46
2005~2015	草地	78.49	86.90	20.07	61.76	60.48	0.62
	耕地	33.07	6950.12	627.44	341.72	435.18	17.34
	建设用地	2.83	145.89	959.80	19.99	32.52	1.64
	林地	59.01	391.39	114.95	4051.75	39.08	16.57
	水域	20.10	176.99	97.48	13.15	4640.99	1.99
	其他用地	0.01	9.18	14.93	1.69	3.09	6.47
1995~2015	草地	61.26	194.69	48.96	331.33	53.12	3.33
	耕地	53.45	6160.33	1171.20	614.29	876.55	18.32
	建设用地	2.61	143.40	266.29	11.91	46.70	0.23
	林地	52.03	988.68	229.19	3500.54	118.85	20.13
	水域	24.15	272.88	117.96	31.13	4115.92	2.53

	其他用地	0.01	0.57	1.10	1.00	0.31	0.10
--	------	------	------	------	------	------	------

### (3) 1995~2015 年土地利用变化

纵观 1995~2015 年土地利用的变化情况,耕地占用数量最大,达到了 1133.50hm<sup>2</sup>,转出为建设用地、水域和林地的面积均有一定比例;草地占用情况严重,减少幅度高达 72%,减少的草地中 66%转为了林地;建设用地扩张最为剧烈,20 年增加了 1363.52hm<sup>2</sup>,增加的面积中 86%占用了耕地;2015 年林地相对于 1995 年减少了 9%,主要转出为耕地,约为 988.68hm<sup>2</sup>;其他用地增长幅度最大,2015 年其他用地面积达到了 1995 年的 13.5 倍,耕地、林地为主要转入地类;2015 年水域面积相对于 1995 年增幅为 14%,主要由耕地转入,退田还湖政策的推行可能是导致这一情况发生的主要原因,当然也一定程度受到遥感影像生成时鄱阳湖水位的影响。

## 3.2 生境退化强度分析

### 3.2.1 生境退化度概率密度(PDF)及累积分布函数(CDF)

运行 InVEST 模型,得到鄱阳湖区 1995、2005、2015 年的生境退化度图层。通过 ENVI 快速统计工具,按不同生境类型统计生境退化度情况,得到耕地、林地、草地、水域的生境退化度的概率密度函数(PDF)与累积分布函数(CDF)(图 4)。

从各地类生境退化度概率密度分布  $D_{pd}$  来看,水域在 0.0025 的生境退化度附近出现峰值且峰度极大,1995 年峰值甚至达到了 9.4%,随后呈降低趋势。林地、草地的生境退化度累积分布  $D_{cd}$  趋势较为平缓,草地在接近水域退化峰值附近,约 0.005 退化度下出现较小的峰值, $D_{pd}$  超过了 2%。耕地  $D_{pd}$  在接近 0.05 退化度下出现峰值,相比于水域峰值更低,但峰度更大。从生境退化度累积分布  $D_{cd}$  来看,耕地  $D_{cd}$  首先接近饱和,其次是草地,林地和水域几乎同时接近饱和状态。这与耕地、水域、林地及草地的对威胁源的敏感性相吻合。敏感性越小,整体受干扰程度更小,生境退化水平更低。

概率密度函数(PDF)与累积分布函数(CDF)图表明,1995~2015 年以来,水域存在较弱干扰图斑较多且程度十分集中的情况,受威胁源蚕食的较弱干扰图斑越来越多,但总体上受干扰加剧的程度较小。林地、草地受威胁源干扰情况较为复杂,三期均无明显的概率分布特征。1995~2015 年耕地均呈现受一定程度干扰的图斑较多,且程度较为集中的情况。



图 4 各地类生境退化度概率密度及累积分布函数

### 3.2.2 生境退化强度阈值确定

依据生境退化度图层，设定半饱和常数  $K$  为最大退化栅格值的一半，即 0.079。将 0.5K、 $K$ 、1.5K 按照对应的置信度进行换算，得到各生境退化度累积分布  $D_{ca}$  对应的相对退化水平表。 $D_{ca}$  增加表明受到某种程度干扰的生境的量降低，生境相对退化水平增加表明同一数量的某种生境受到的干扰程度增加。

相对退化水平表显示，耕地相对退化水平基本未发生变化，林地、草地、水域的  $D_{ca}$  及其对应的相对退化水平的变化趋势基本一致，表现为与往期相比，同等相对退化水平下的林地、草地、水域越来越多，同样数量的林地、草地、水域相对退化水平越来越大。其中，1995~2015 年，约有三分之一的耕地像元相对退化水平低于 15%，近八成的耕地像元相对退化水平低于 30%；林地相对退化水平低于 15% 的数量比例由 42% 下降到 33%，80% 的林地相对退化水平由 40% 以下增长到 45% 以下；水域相对退化水平在 15% 以下的数量比例由 75% 降低到 66%，80% 的水域相对退化水平由 22% 以下增长到 35% 以下。分别比较各年份 80%、90% 置信度的耕地、林地、水域的相对退化水平，发现均为林地 > 水域 > 耕地。这与各生境的敏感性相吻合，敏感性越强，同等数量比例的某一生境相对退化水平也更高。

鄱阳湖区作为大湖区、重要生态功能区，人类活动受到极大限制。因此，基于湖区各生境受强干扰导致的生境退化的数量不宜过多，强度不宜过大的原则，运用排除法，尝试从 5 个备选阈值中筛选强干扰阈值，同时满足筛选原则的取各自多年平均值的算术平均数。依据上述原理，筛选出 80%、90% 置信度的耕地阈值，0.5K 置信水平的林地阈值，80% 置信度、0.5K 以及  $K$  置信水平的草地，0.5K、80% 置信度的水域，最终得到耕地、林地、草地、水域生境强干扰阈值分别为各自生境适宜度的 70%、85%、81%、78%。

### 3.3 生境质量时空演变

#### 3.3.1 各生态类型生境质量干扰特征与变化

以半饱和常数  $K$  参数为 0.079，输入 InVEST 模型运行，得到 1995~2015 年生境质量指数图层，范围在 [0, 1] 之间，值越接近 1 生境质量越好，生物多样性越高。依据各地类受到强干扰的阈值，得到生境干扰强度图(图 5)以及各生境强弱干扰比例图(图 6)。

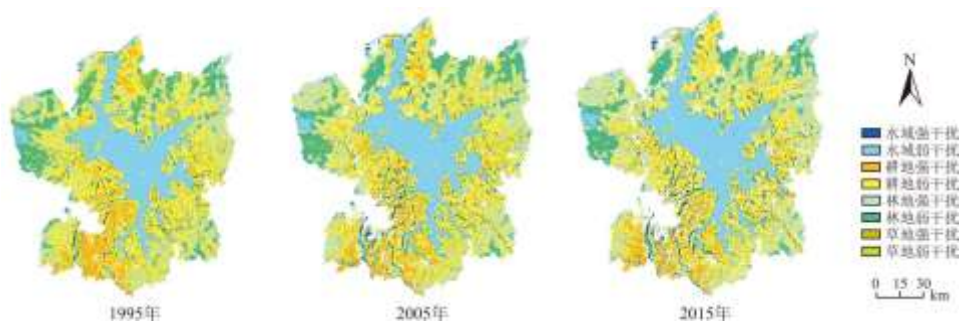


图 5 生境干扰强度图

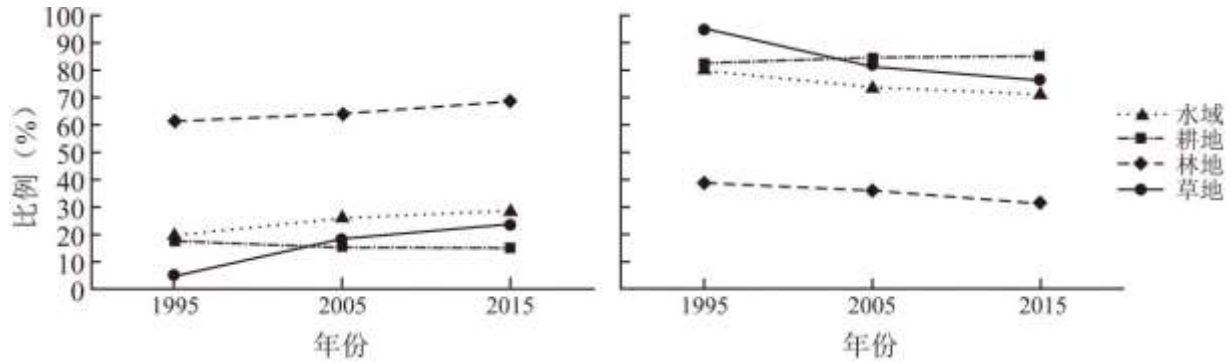


图 6 各生境强弱干扰面积比例(1995~2015)

鄱阳湖区水域弱干扰像元主要分布在湖区中心地带, 1995 年面积比例为 80%, 随后 20 年呈连续降低的趋势, 水环境逐渐恶化。耕地强干扰像元主要分布在西南地区, 1995 年占比为 18%, 1995~2015 年呈连续降低的趋势, 耕地生境以微弱的态势在逐渐转好。林地受强干扰像元的比例较大, 1995 年占比 62%, 随后 20 年逐渐增加, 弱干扰像元主要在湖区北部零散分布。草地基数小, 分布较为零散, 受强干扰像元比例很小, 1995 年只有 5%, 随后 20 年增加到 24%, 增长剧烈。

### 3.3.2 鄱阳湖区生境质量等级划分与变化

将研究区生境质量指数划分为 I [0, 0.28)、II [0.28, 0.49)、III [0.49, 0.7)、IV [0.7, 0.85)、V [0.85, 1) 5 个等级, 得到生境质量等级图(图 7), 并将结果统计成表(表 4)。其中, 林地、草地分别以有林地、中覆盖草地为区间划分依据。

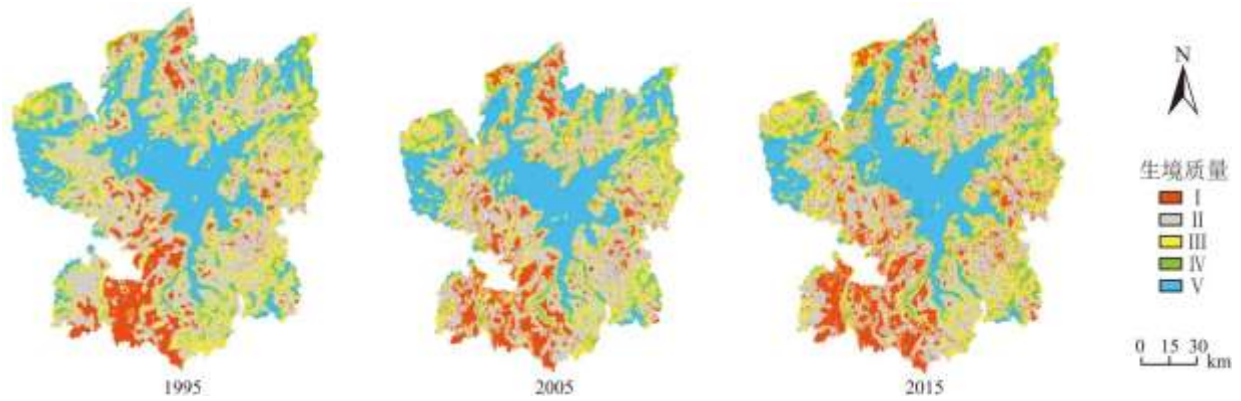


图 7 鄱阳湖区生境质量

表 4 各生境等级比例

等级	描述	面积比例 (%)			
		1995	2005	2015	1995~2015
I	差	11.0	13.4	16.1	+5.1
II	较差	42.2	42.7	40.7	-1.5

III	中等	12.6	11.3	11.7	-0.9
IV	良好	9.1	9.1	9.3	+0.2
V	优等	25.1	23.5	22.1	-3.0

### (1) 生境质量空间格局分布

1995、2005、2015 年鄱阳湖区生境质量分别为 0.542、0.517、0.500。生境质量优等区域面积约占鄱阳湖区面积的 25%，主要分布在鄱阳湖区中心地带以及北部地区。生境质量良好的区域约占 9%，主要沿着林地外围分布，多为受强干扰的林地。生境质量中等区域约占 12%，在研究区全境均有分布，呈碎片式。滨湖区地势平坦，土壤肥沃，耕地广布。由于耕地是人类活动较多的区域，生物多样性较低，该区域生境质量以较差为主。地区西南部、西北部为南昌、九江所在，城镇化水平高，耕地强干扰像元广布，生境质量差的区域主要分布在这一带。

### (2) 生境质量时间格局变化

1995~2005 年湖区生境质量下降 0.025，2005~2015 年生境质量下降 0.017。1995~2005 年下降幅度大于 2005~2015 年。生境质量良好的区域面积 20 年间增加了 0.2%，几乎没有发生变化。这是因为该区域以受到低强度干扰的林地、水域为主。其中水域广泛分布的中心地带生态保育措施严格；林地虽然受到建设用地扩张的干扰增加，但是洪灾过后新种植的林木成熟导致部分林地生境适宜度增加。上述情况综合作用造成生境质量良好的面积整体变化较小。较差和一般的区域以受到强干扰的草地以及弱干扰的耕地为主，1995~2015 年分别减少了 1.5%、0.9%，略有变化。变化不大可能是受耕地的低敏感性和草地的小基数影响的结果。生境质量优等和差的区域分别呈现减少 3.1%、增加 5.0%的情况，变化幅度较大，反映的是建设用地扩张以及耕地占用林地、水域的结果。

## 3.3.3 各县区生境质量特征与变化

在生境质量指数图层的基础上，统计各县区不同土地类型的生境质量(图 8)。

### (1) 耕地生境变化特征

1995、2005、2015 年 3 期平均耕地生境质量最低的区域位于西南部的南昌县以及北部的湖口县，西北部的德安县耕地生境质量最高。1995~2015 鄱阳湖区耕地生境质量提高的区域只有庐山市区以及南昌县。其中 1995~2005 年只有庐山市区、南昌县耕地生境质量略有提高；东部的鄱阳县、余干县分别降低 0.0020、0.0085，程度较小；西部永修县耕地生境质量降低程度最大，达到了 0.0223。2005~2015 年只有鄱阳县、新建县、南昌县耕地生境质量降低；永修县、都昌县上升的程度最大，分别为 0.0118、0.0099。

### (2) 林草地生境变化特征

林草地生境质量 20 年间整体呈现出下降的情况，只有九江市区、湖口县略有上升。北部的九江市区、湖口县、庐山市林地生境质量处于地区最高水平，1995~2015 年年均生境质量均在 0.78 以上；最差的南昌、新建、进贤 1995、2005、2015 年生境质量均低于 0.55，其中南昌县低于 0.43，为地区最差。前 10 年增量较大的为北部地区湖口县、九江市，增长了 0.017，后 10 年各县区林草地生境质量均出现下降，下降程度较大的为西南部的新建县及东南部的进贤县，分别为 0.050、0.040。

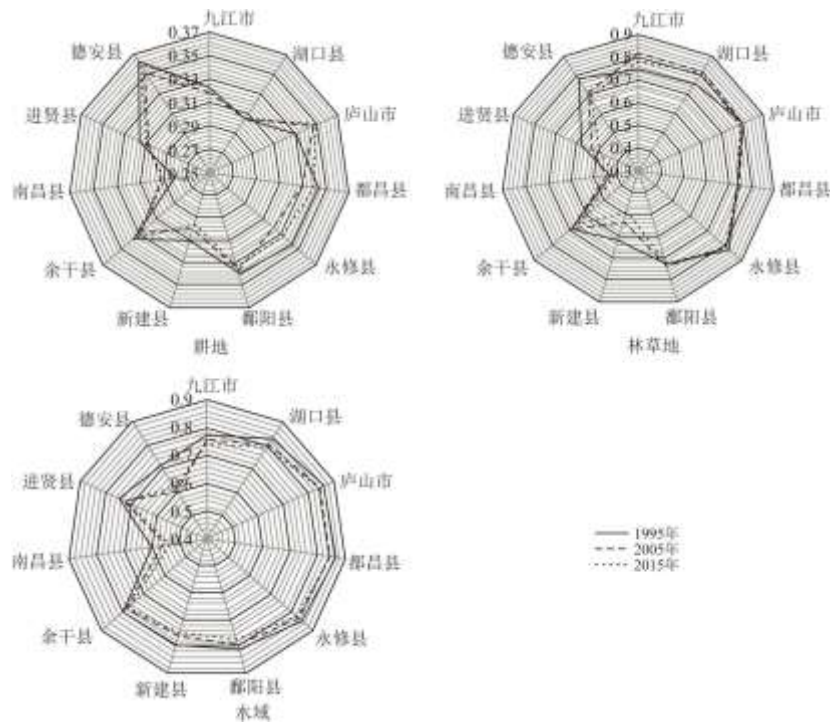


图 8 各行政区不同生境的生境质量(1995~2015)

### (3) 水域生境变化特征

1995、2005、2015 年各县区水域生境质量最低的为南昌县，各年份均在 0.6 以下；水域高生境质量区域主要分布在地区北部，包括都昌县、庐山市区、湖口县等，各年份均在 0.8 以上。1995~2015 年水域生境质量均有下降，下降程度最大的为德安县和南昌县，分别降低 0.094、0.063；下降程度较低的地区有庐山市、都昌县、永修县等，下降程度均在 0.24 以下。前 10 年各县区水域生境质量均出现下降，降低程度最大的为德安县，减少了 0.11 以上；降低程度最小的为永修县，仅有 0.01；后 10 年仅有德安县和都昌县水域生境质量出现增长，分别增加了 0.016、0.003；南昌县以及鄱阳县出现降低且程度最大，分别下降了 0.03、0.024。

#### 3.3.4 各生态类型生境质量优势时空变迁

生境退化度的概率密度函数(PDF)与累积分布函数(CDF)表明，林地、草地具有相似的退化趋势，且草地基数较小，单独研究变迁态势意义不大。因此，可将生境类型简单整合为耕地、林草地、水域三类，利用 ArcGIS 方向分布工具，得到 1995~2015 年研究区各地类生境质量时空变迁情况(图 9)。

##### (1) 耕地生境质量优势时空变迁

以椭圆长轴处于正北方向为  $0^\circ$ ，沿顺时针方向旋转即为方向角。1995~2015 年耕地椭圆方向角在  $7.4^\circ \sim 10.5^\circ$  之间偏转，幅度较小，始终呈东北-西南分布格局。椭圆扁率 1995~2005 年小幅下降，随后略微增加，耕地东北-西南分布的方向显著程度呈现先减后增的趋势。1995~2005 年耕地质心向东方向呈现略为明显的变迁(向北方向变化较小)，2005~2015 年几乎未发生变迁(西南方向变化幅度较小)。

耕地质心的变迁幅度相比于林草地和水域不大是因为耕地的基数大，且受土地政策的严格调控。耕地质心的变迁方向及其变化的原因主要是西南的省会南昌经济发展速度远高于其它地区，西南地区耕地空间被城镇空间挤压导致 1995~2005 耕地质心呈现向东北部地区变迁的趋势。而耕地保护政策的日益严格也导致城市扩张对耕地生境质量的影响逐渐减小，耕地生境优势形成稳定的态势。

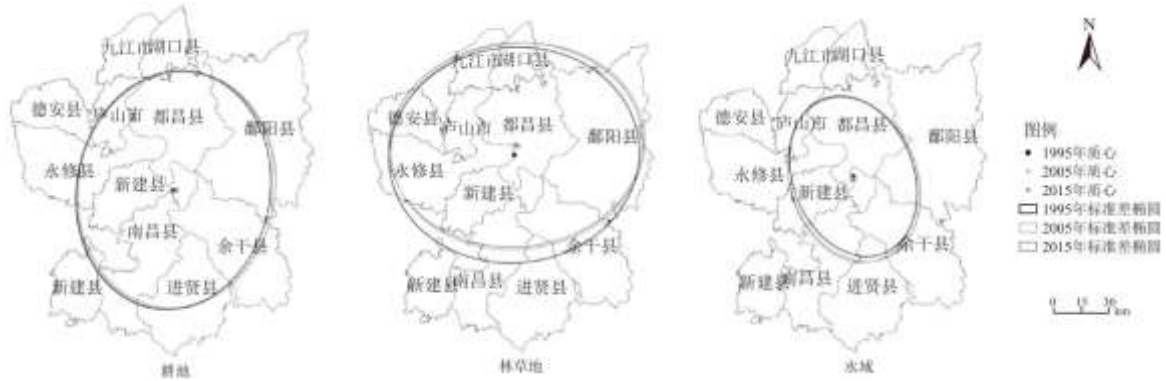


图 9 各地类生境质量时空变迁

### (2) 林草地生境质量优势时空变迁

林草地标准差椭圆方向角在 1995~2015 年偏转幅度不超过  $3.1^\circ$ ，基本呈东-西分布格局，方向变化幅度较小。1995~2005 年椭圆扁率发生较为明显的增长，2005~2015 年略微增加，表明林草地沿东-西方向分布的格局越来越显著，但是显著性增加的程度在减小。

林草地质心基本落在鄱阳湖区偏北地区，表明北部地区林草地生境质量优势大。1995~2005 年林草地质心沿东北方向呈现较大幅度变迁，2005~2015 沿西北方向呈现小幅度变迁。林草地质心 20 年间在南北方向上均呈现往北变迁的态势，北部地区生境质量优势越来越大。

### (3) 水域生境质量优势时空变迁

水域标准差椭圆在鄱阳湖区中心地带聚集，1995~2015 年椭圆方向角在  $158.6^\circ \sim 163.8^\circ$  之间，变化幅度小于  $5.2^\circ$ ，呈西北-东南分布格局。1995~2005 年水域椭圆扁率略微下降，表明 1995~2005 年水域的西北-东南的分布格局的显著性降低，随后 10 年分布趋势基本未发生变化。1995~2005 年水域椭圆质心往西南方向小幅变迁，2005~2015 年往正东方向小幅变迁(往南方向变化较小)。

由于早年间地区围湖造田现象普遍以及随之而来的退田还湖政策的推行，1995~2005 年西南地区水域生境优势扩大，一定程度上受到耕地质心向东北方向变迁的影响。2005~2015 年耕地变迁态势趋于稳定，水域生境优势在东西方向上向东部地区变迁，可能受到城市扩张的影响。

## 4 结论与讨论

### 4.1 结论

(1) 鄱阳湖区 1995~2015 年建设用地快速增长, 耕地、林地面积小幅下降, 草地面积严重减少, 水域、其它用地面积小幅增加。耕地、建设用地和水域的变化情况, 反映出经济发展过程中建设用地扩张占用耕地以及受退田还湖政策影响的耕地与水域之间的数量变化情况。

(2) 鄱阳湖区耕地、林地、草地、水域的生境质量强干扰阈值分别为各自生境退化度的 70%, 85%, 81%, 78%。1995~2015 年水域、林地、草地强干扰像元均呈现连续增加的态势, 唯有耕地强干扰像元出现连续减少的情况。湖区中心水体以及北部局部地区林地的生态保育措施良好, 干扰较低; 全境的草地退化形势越来越严峻; 西南部的耕地受城镇扩张的影响较强。

(3) 1995、2005、2015 年, 鄱阳湖区生境质量分别为 0.542、0.517、0.500。高生境质量区域主要分布在湖区中心地带及北部地区; 滨湖区人类活动较为频繁的耕地广泛分布, 生境质量一般; 低生境质量区域主要分布在西南部和西北部经济发展较快的区域。1995~2015 年各县区耕地生境质量整体变化程度较小, 林草地高生境质量区域主要位于湖区北部, 各地区水域生境质量均出现下降, 水环境保护有待进一步加强。

(4) 二十年间的耕地变迁态势主要受耕地保护政策与城市扩张共同作用, 城市扩张对耕地生境质量的影响受耕地保护政策的限制, 耕地保护政策越严格, 城市扩张的影响越小; 受退田还湖政策的影响, 水域生境的变迁态势与耕地变迁态势呈现出你进我退的趋势; 林草地生境的变迁态势受地形因素影响较为明显。

#### 4.2 讨论

本文借助像元二分法, 通过概率密度及累积分布函数确定各生境类型退化阈值。该方法在结合反映生境自然本底的生境适宜度的基础上, 合理利用了半饱和常数  $K$  值以及生境退化度与生境质量之间的关系, 避免了单纯利用数学方法定性研究生境质量可能发展成土地类型划分研究的问题。理论上, 敏感性越强的生境类型受到强干扰的可能性也越大, 鄱阳湖区各生态类型生境质量阈值与其敏感性大体呈现相反的关系, 这正是得益于的湖区生态保护政策。北部的庐山风景区、中部的鄱阳湖湿地保护区等生态保护区的设立, 对易受威胁源干扰的生境类型起到了较好的生态保育作用。然而, 这与刘园等人在研究长江中游经济带时得到的鄱阳湖湿地的生境质量变化情况存在差异<sup>[6]</sup>。刘园的研究中, 鄱阳湖湿地的水域生境质量变化相对较大, 而本文研究则变化相对较小。之所以存在差异, 一方面, 可能是因为研究区并不完全一致; 另一方面, 由于敏感性表以及半饱和常数  $K$  值的设置不同, 生境质量模型运行的参数也存在差异。

耕地生境的自然本底较差, 且湖区耕地生境质量优势逐渐趋于稳定, 对改造耕地生境的尝试应重点着眼于减小耕地布局现状对其他生境的干扰, 这需要从耕地的外部因素, 即种地的人以及种地的行为等环节展开; 林草地生境优势北迁的态势, 给南部地区森林生态系统的保护敲响了警钟, 同时也为北部地区巩固、加强林地生境优势提出了要求; 城镇扩张、退田还湖等行为造成的土地利用强度的改变是影响水域生境质量优势扩张的重要原因, 而鄱阳湖是一个过水性、吞吐性、季节性湿地, 水位易受气候以及长江径流量变化等因素的影响, 仅从土地利用角度解释鄱阳湖区湿地水域生境质量的变迁稍显不足。

鄱阳湖区的生境保护, 应以中心地带的水体为重点向周边辐射, 同时兼顾北部地区山区林地的生态防护。中心地带应严格执行相关的保护区管理条例, 按照保护区功能分区限制人类活动, 保障核心水体的生态安全及候鸟的生存空间。滨湖区耕地广布, 应充分依托保护区的政策监管措施, 加大区域耕作行为的监控力度, 提高当地居民的生态保护意识, 减小耕作活动对核心水体的潜在威胁。北部地区应做好山区林地保育工作, 协调好旅游资源开发和生态环境保护之间的平衡, 必要时可划定生态保护红线。西南、西北地区在抓好经济发展的同时应兼顾生态建设, 保障必要的生态用地的规划。

研究存在的几点不足: (1) 由于数据缺乏, 局部地区仍存在异常值, 对结果有一定的影响。(2) 本文备择阈值缺乏连续性, 强干扰阈值的确定原则基于先验知识的判断, 即自然保护区的生境退化整体数量较小、程度较低, 主观因素较强, 在一定程度上影响阈值的准确性。(3) 对变迁的机理没有尝试做出进一步解释, 仅停留在土地利用变化层面, 缺乏综合考虑。

---

## 参考文献:

- [1] 吴建国. 气候变化对陆地生物多样性影响研究的若干进展[J]. 中国工程科学, 2008, 10(7):60-68.
- [2] LAURANCE W F, CLEMENTS G R, SLOAN S, et al. A global strategy for road building[J]. Nature, 2014, 513(7517):229-232.
- [3] HADDAD N M, BRUDVIG L A, CLOBERT J, et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems[J]. Science Advances, 2015, 1(2):e1500052.
- [4] 钟莉娜, 王军. 基于 InVEST 模型评估土地整治对生境质量的影响 [J]. 农业工程学报, 2017, 33(1):250-255.
- [5] HORNE B V. Density as a misleading indicator of habitat quality[J]. Journal of Wildlife Management, 1983, 47(4):893-901.
- [6] 刘园, 周勇, 杜越天. 基于 InVEST 模型的长江中游经济带生境质量的时空分异特征及其地形梯度效应[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(10):2429-2440.
- [7] 王惠, 许月卿, 刘超, 等. 基于地理加权回归的生境质量对土地利用变化的响应——以河北省张家口市为例 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 2019, 55(3):509-518.
- [8] MANGADZE T, WASSERMAN R J, FRONEMAN P W, et al. Macroinvertebrate functional feeding group alterations in response to habitat degradation of headwater Austral streams [J]. Science of The Total Environment, 2019, 695:133910.
- [9] 陈炼钢, 陈黎明, 徐伟凡, 等. 基于越冬水鸟生境模拟的拟建鄱阳湖水利枢纽生态控制水位探讨 [J]. 湖泊科学, 2020, 32(5):1519-1528.
- [10] 巩杰, 马学成, 张玲玲, 等. 基于 InVEST 模型的甘肃白龙江流域生境质量时空分异 [J]. 水土保持研究, 2018, 25(3):191-196.
- [11] SCHRADER J, KONIG C, MOELJONO S, et al. Requirements of plant species are linked to area and determine species pool and richness on small islands [J]. Veg Sci. 2019, 30:599-609.
- [12] 邓越, 蒋卫国, 王文杰, 等. 城市扩张导致京津冀区域生境质量下降 [J]. 生态学报, 2018, 38(12):4516-4525.
- [13] 吴健生, 毛家颖, 林倩, 等. 基于生境质量的城市增长边界研究——以长三角地区为例 [J]. 地理科学, 2017, 37(1):28-36.
- [14] 戴云哲, 李江风, 杨建新. 长沙都市区生境质量对城市扩张的时空响应 [J]. 地理科学进展, 2018, 37(10):1340-1351.
- [15] 彭建, 徐飞雄. 不同格网尺度下的黄山市生境质量差异分析 [J]. 地球信息科学学报, 2019, 21(6):887-897.
- [16] 王秀明, 刘涓承, 龙颖贤, 等. 基于改进的 InVEST 模型的韶关市生态系统服务功能时空变化特征及影响因素 [J]. 水土保持研究, 2020, 27(5):381-388.

- 
- [17]陈妍, 乔飞, 江磊. 基于 InVEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究——以北京为例 [J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2016, 52(3): 553-562.
- [18]TERRADO M, SABATER S, CHAPLIN-KRAMER B, et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning[J]. Science of the Total Environment, 2015, 540(1): 63-70.
- [19]刘智方, 唐立娜, 邱全毅, 等. 基于土地利用变化的福建省生境质量时空变化研究 [J]. 生态学报, 2017, 37(13): 4538-4548.
- [20]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(1): 1-19.
- [21]褚琳, 张欣然, 王天巍, 等. 基于 CA-Markov 和 InVEST 模型的城市景观格局与生境质量时空演变及预测 [J]. 应用生态学报, 2018, 29(12): 4106-4118.
- [22]税燕萍, 卢慧婷, 王慧芳, 等. 基于土地覆盖和 NDVI 变化的拉萨河流域生境质量评估 [J]. 生态学报, 2018, 38(24): 8946-8954.
- [23]谢余初, 巩杰, 张素欣, 等. 基于遥感和 InVEST 模型的白龙江流域景观生物多样性时空格局研究[J]. 地理科学, 2018, 38(6): 979-986.
- [24]LEILA R, BAHRAM M, AHMAD R Y. Assessing and modeling the impacts of wetland land cover changes on water provision and habitat quality ecosystem services[J]. Natural Resources Research. 2020:1-18.
- [25]BASCHUK MS, KOPER N, WRUBLESKI DA, et al. Effects of water depth, cover and food resources on habitat use of marsh birds and waterfowl in boreal wetlands of Manitoba, Canada[J]. Waterbirds, 2012, 35(1): 44-55.
- [26]GONZALEZ G A, SEPULVEDA PV, SCHLATTER R. Waterbird assemblages and habitat characteristics in wetlands: Influence of temporal variability on species-habitat relationships[J]. Waterbirds, 2009, 32(2): 225-233.
- [27]VAN GEEST GJ, COOPS H, ROIJACKERS RMM et al. Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes[J]. Journal of Applied Ecology, 2005, 42(2): 251-260.
- [28]HU Z P, GE G, LIU C L et al. Structure of Poyang lake wetland plants ecosystem and influence of lake water level for the structure[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2010, 19(6): 597-605.
- [29]齐述华, 张起明, 江丰, 等. 水位对鄱阳湖湿地越冬候鸟生境景观格局的影响研究 [J]. 自然资源学报, 2014, 29(8): 1345-1355.
- [30]SUN C Z, ZHEN L, WANG C, et al. Impacts of ecological restoration and human activities on habitat of overwintering migratory birds in the wetland of poyang lake, Jiangxi Province, China[J]. Journal of Mountain Science, 2015, 12(5): 1302-1314.
- [31]蔡海生, 张学玲, 朱德海. 鄱阳湖区土地利用及其退化研究 [J]. 人民长江, 2006(11): 86-89, 131.

- 
- [32]蔡海生, 朱德海, 赵小敏. 1998年前后鄱阳湖区土地利用变化分析 [J]. 中国农业大学学报, 2005(6):88-93.
- [33]肖复明, 张学玲, 蔡海生. 鄱阳湖湿地景观格局时空演变分析 [J]. 人民长江, 2010, 41(19):56-59, 87.
- [34]闵蓐. 近50年鄱阳湖形态和水情的变化及其与围垦的关系 [J]. 水科学进展, 2000(1):76-81.
- [35]龙鑫, 甄霖, 成升魁, 等. 1998洪水对鄱阳湖区生态系统服务的影响研究 [J]. 资源科学, 2012, 34(2):220-228.
- [36]顾羊羊, 黄贤峰, 邹长新, 等. 沅江源自然保护区生境质量变化遥感监测 [J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(6):764-772.
- [37]李苗苗. 植被覆盖度的遥感估算方法研究 [D]. 中国科学院研究生院(遥感应用研究所), 2003.
- [38]SIHI D, DAVIDSON E A, SAVAGE KATHLEEN E, et al. Simultaneous numerical representation of soil microsite production and consumption of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide using probability distribution functions. [J]. Global change biology, 2020, 26(1):200-218.
- [39]LEFEVER. Measuring geographic concentration by means of the standard deviational ellipse[J]. The American Journal of Sociology, 1926, (1):88-94.