

1990~2013 年来洞庭湖区鸟类生物多样性热点区时空动态及变动机理^{*1}

李涛^{1, 2} 齐增湘² 王宽^{2*} 李晖² 杨喜生²

(1. 湖南农业大学生物科学技术学院, 湖南长沙 410128;

2. 南华大学设计艺术学院, 湖南衡阳 421001)

【摘要】:评估与确定生物多样性分布格局与热点区是建立保护区、制定生物保护决策的基础。洞庭湖地区位处长江中游, 是我国重要的淡水湖泊湿地生态系统, 为中国乃至亚洲较大的鸟类越冬地之一。以洞庭湖地区 14 种 I、II 级重点保护鸟类为指示物种, 基于 1990~2013 年间的多期遥感影像, 运用物种生境分布 MAXENT 模型, 选取地形、水系、植被、气候及人类干扰等共 35 个影响因子, 对其进行生境适宜性评价及生物多样性热点区的筛选与制图, 并对热点区时空动态特征进行分析。结果表明: (1) 鸟类生物多样性热点区的分布范围呈现出组团状特征, 1990~2013 年来, 热点区面积呈下降趋势; (2) 鸟类栖息生境景观格局总体上趋于破碎, 生境形状向简单且扁平化形态转变, 生境格局呈复杂化; (3) 经济与社会发展因素对研究区的鸟类生物多样性热点区变化影响显著, 而自然因素产生的影响不明显。研究结果在制定区域生物多样性保护规划方案中可体现较好应用价值。

【关键词】:鸟类; 生物多样性热点区; 时空动态; 洞庭湖

【中图分类号】:Q16 **【文献标识码】:**A **【文章编号】:**1004-8227(2017)11-1902-10

DOI:10.11870/cjlyzyyhj201711019

湿地作为地球上重要的生态系统, 具有丰富的生物多样性, 不仅为鸟类繁殖与越冬提供了良好场所, 而且为人类生存与可持续发展积淀坚实的物质基础。随着湿地周边人口的迅速增长, 城镇化、农田开垦、猎捕鸟类、过度捕捞等人为干扰活动以及气候变化、外来物种入侵, 湿地鸟类生境丧失并日趋破碎化, 濒危物种资源不断灭绝, 作为人类生存重要基础的生物多样性受到了严重的威胁^[1, 2]。生物多样性保护已成为人类持续发展面临的全球性重大挑战, 在公众和各国政府间受到了普遍的关注^[3]。湿地鸟类处于食物链中特殊位置, 在能量转换和维护生态系统稳定性方面起着重要作用, 却因其有较好的迁移能力, 导致湿地生境破碎化的影响常遭忽视或低估^[4]。

湿地鸟类生物多样性热点区时序变化反映了鸟类对生境变迁的适应过程, 有助于正确评估生境破碎化的影响, 已成为保护

¹收稿日期:2017-03-27; 修回日期:2017-06-13

基金项目:湖南省科技计划重点项目(2015SK2003) [Science&Technology Key Program of Hunan Province(2015SK2003)]; 湖南省教育厅科研项目(16C1410) [Education Department Project of Hunan Province(16C1410)]

作者简介:李涛(1984~), 男, 博士研究生, 讲师, 研究方向为景观生态与生态规划. E-mail:ecotope@163.com

***通讯作者** E-mail:33084241@qq.com

生物学领域中的研究热点。近年来,国外学者在环境变化及人为活动对湿地鸟类生境的影响^[5]、湿地鸟类生境的选择与景观格局关系^[6]、栖息地利用的空间和时间模式^[7]、种群密度与湿地总面积的关系^[8]以及鸟类生境下降和破碎化的尺度效应^[9]等方面对湿地鸟类生物多样性进行研究。国内湿地鸟类生物多样性动态研究主要集中于鸟类觅食生境的动态变化^[10],通过分析湿地景观变化过程、湿地类型间的相互转化关系,来研究湿地景观变化的原因及其对水鸟栖息地的影响^[11]。并结合土地利用动态度的概念对单一物种生境的动态变化进行分析^[12]。随着水禽监测理论的发展和 3S 技术的完善,范学忠等^[13]利用 Landsat TM 遥感影像的解译结果,基于 Arc GIS 空间分带方法并构建生境有利度指数,分析了崇明东滩水鸟适宜生境的时空动态。谭飞等^[14]对漳江口自然保护区鸕形目鸟类适宜生境变化及驱动机制进行了分析。上述研究取得了一定成果,但很少有研究来定量分析湿地鸟类生物多样性热点区的时空演化及其与驱动因子的关系,特别是以较长时间序列的角度加以分析更少,有关湿地鸟类生物多样性热点区变化过程及变化机理的认识仍显不足。

洞庭湖区作为我国重要的淡水湖泊湿地生态系统,是中国乃至亚洲较大的鸟类越冬地之一。在经济快速发展、景观剧烈变化的背景下,区内珍稀鸟类和数量减少,栖息地不断丧失。但围绕洞庭湖区鸟类的研究大多注重于鸟类数量、种类调查,群落结构和多样性分析等基础性研究^[15],以及退田还湖对洞庭湖水禽的影响^[16]等方面。为保护洞庭湖区鸟类生物多样性,本文采用 1990~2013 年间 6 期 Landsat TM 和 Landsat ETM 遥感影像,结合实际调查,选取洞庭湖区有代表性湿地鸟类,运用 MAXENT 模型建立各物种的生境适宜性评价模型,在生境评价的基础上,根据物种特有程度、受威胁程度、保护等级等指标,在多物种水平与生态系统水平提出洞庭湖区 1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年和 2013 年 6 期具有重要保护价值的生物多样性热点地区,分析湖区较长时间序列的生物多样性热点分布范围与变化特征,进而分析导致区域生物多样性热点区动态变化及空间分异原因,以期制定合理的保护对策提供依据。

1 研究方法

1.1 研究区概况

洞庭湖区地处长江中游荆江南岸,地跨湘、鄂两省,地理位置为 110° 53'~113° 05' E, 28° 44'~29° 35' N。研究范围界定为岳阳、常德和益阳 3 个地级市的 21 个县市、区,总面积约 32000 km²。湖区属于典型的亚热带季风气候,处在东南季风与西南季风交错地带,年均降雨量 1200~1450 mm,年均温 16.5~17.0℃,河网密布,大部分地区的海拔高度不到 50 m。受季节性降雨和湘、资、沅、澧四水来水量的影响,洞庭湖水面具有典型的季节变化。一般自 4 月开始至 10 月定位洞庭湖洪水期,而 11 月至翌年 3 月为洞庭湖枯水期,其规律性涨落的水文过程形成了多样、稳定的湿地资源类型,生物资源丰富,其中高等植物 1428 种,鸟类 216 种,鱼类 119 种,哺乳类 22 种,两栖爬行类 27 种^[17]。是我国确定的湿地和淡水水域生物多样性关键地区,也是中国乃至亚洲较大的鸟类越冬地之一。

1.2 研究方法

1.2.1 物种生境分布 MAXENT 模型

最大熵(Maximum Entropy, MAXENT)理论认为在已知条件下,熵最大的事物最接近它的真实状态。模型基于机器学习和严格的数学统计,应用一定数量的物种出现点和环境变量数据预测物种的生境分布。模型运行需要两组数据:一是目标物种的现实地理分布点;二是研究地区的环境变量。随机选取 75% 的物种分布点数据用于建立模型,剩下 25% 的物种分布点用于模型验证。模型根据物种现实分布点的环境变量特征得出约束条件,然后探寻此约束条件下的最大熵的可能分布,据此来预测物种在研究地区的生境分布。该模型采用 Jackknife 检验对环境因子重要性进行分析,并用 ROC 曲线(受试者工作特征曲线)下面积(Area Under Curve, AUC)对 MAXENT 模型的精度进行评价。

1.2.2 数据来源与处理

实地调查中参考《中国野鸟手册》识别指示鸟类，根据所选取的指示鸟类的活动规律，调查时间集中在10月至来年3月。采用望远镜(小型双单筒、大型单筒)、手持GPS、数码照相机/摄像机等调查指示鸟类的分布环境。另外还参考了东洞庭湖国家级自然保护区所提供的WWF组织的“长江中下游水鸟调查”和湖南省林业厅组织的“环洞庭湖水鸟调查”数据。对以上资料进行整理，获得洞庭湖区鸟类指示物种的分布点数据。基础地理数据(1:5万)包括主要道路、主要河流、居民点等，来自国家基础地理信息中心；分辨率为30m×30m的数字高程地图(DEM)，来源于中国科学院科学数据库；1990年、1995年、2000年、2005年、2010年及2013年获取的同月Landsat ETM、Landsat TM遥感影像，分辨率为30m×30m。相关社会经济数据主要通过《湖南省统计年鉴》、《岳阳市统计年鉴》、《常德市统计年鉴》和《益阳市统计年鉴》，以及市环保局、市林业局等相关职能部门获得。相关数据分别进行如下处理：

地形因子:地形选取3个因子，包括海拔、坡度和坡向。采用DEM数据，在ArcGIS10.2中进行空间分析获得。

水系因子:包括到主要湖泊、河流和小河距离。由ArcGIS10.2进行欧氏距离分析得到距离主要湖泊、河流和小河的栅格图层。

植被因子:在实地调查的基础上，利用遥感图像处理软件ERDASIMAGE9.1对研究区遥感影像进行专家知识辅助决策分类，分为水田、旱地、有林地、灌木林、河渠、湖泊、滩地、城镇用地、沼泽地等18类。

气候因子:利用洞庭湖区及周边19个基准台站点的标准月值数据(1955~2009年)，选择12月、1月、2月降雨量和月均温等6个气候因子，插值得到气候数据。

人类干扰因子:选取到主要公路(县级以上公路)的距离、到小路(县内道路)的距离、到河流、湖泊的距离、居民点密度等指标。居民点通过密度制图转换成密度栅格文件，到道路和湖泊距离利用欧氏距离分析转换成栅格文件。

所有提取信息转化为90m×90m的栅格数据，并统一为Krasovsky_1940_Albers坐标系统。

1.2.3 洞庭湖区鸟类生物多样性热点区确定

濒危种和受威胁种的生境敏感度高，分布易受到生物地理区和人类活动的双重影响，更能表征其他生物栖息环境所具有的特征参数[18~20]，因此以“濒危种、受威胁种”作为指示种成为生物多样性热点研究的常用方法之一^[21]。本研究在现场监测调查的基础上，结合洞庭湖自然保护区管理局提供的历年鸟类监测报告，以国家公布的红色保护鸟类名录^[22]为依据，选取东方白鹳(*Ciconia boyciana*)、黑鹳(*Ciconia nigra*)、白鹤(*Grus leucogeranus*)、白头鹤(*Grus monacha*)、中华秋沙鸭(*Mergus squamatus*)、小天鹅(*Cygnus columbianus*)、鸳鸯(*Aix galericulata*)等14种I、II级重点保护鸟类为指示物种，进行物种栖息地适宜生境评价，并根据各物种的保护等级、濒危尺度、IUCN(世界自然保护联盟)和CITES(濒危野生动植物种国际贸易公约)收录情况，咨询专家意见确定赋予指示物种保护的权重值(表1)，计算洞庭湖区鸟类生物多样性热点值：

$$H = \sum H_{suit} \times w_i$$

式中:H——代表洞庭湖区鸟类生物多样性热点值；

H_{suit} ——代表洞庭湖区鸟类指示物种生境；

w_i ——代表洞庭湖区鸟类指示物种保护的权重值。

表 1 指示物种保护权重赋值标准

物种名	保护级别	赋值
东方白鹤 <i>Ciconia boyciana</i>	国家 I 级, IUCN 濒危 (EN) ; CITES :附录 I	0.7
黑鹤 <i>Ciconia nigra</i>	国家 I 级, IUCN 低危 (LC) ;CITES:附录 I	0.5
白鹤 <i>Grus leucogeranus</i>	国家 I 级, IUCN 极危 (CR) ;CITES:附录 I	0.8
白头鹤 <i>Grus monacha</i>	国家 I 级, IUCN 易危 (VU) ;CITES:附录 I	0.6
中华秋沙鸭 <i>Mergus squamatus</i>	国家 I 级, IUCN 濒危 (EN) ; CITES :附录 I	0.7
<i>Cygnus columbianus</i>	国家 D 级, IUCN 近危 (NT)	0.4
灰鹤 <i>Grus grus</i>	国家 n 级, IUCN 低危 (LC)	0.3
白枕鹤 <i>Grus vipio</i>	国家 II 级, IUCN 易危 (VU) ; CITES :附录 II	0.4
白额雁 <i>Anser albifrons</i>	国家 n 级, IUCN 低危 (LC)	0.3
白琵鹭 <i>Platalea leucorodia</i>	国家 n 级, IUCN 低危 (LC) , CITES 附录 n	0.3
雀鹰 <i>Accipiter nisus</i>	国家 n 级, IUCN 低危 (LC)	0.3
日本松雀鹰 <i>Accipiter gularis</i>	国家 n 级, IUCN 低危 (LC)	0.3
松雀鹰 <i>Accipiter virgatus</i>	国家 n 级, IUCN 低危 (LC)	0.3
鸳鸯 <i>Aix galericulata</i>	国家 n 级, IUCN 近危 (NT)	0.4

2 研究结果

2.1 生物多样性热点区空间分布

根据上述生境评价方法和生物多样性热点值的计算标准, 综合生成洞庭湖区鸟类多样性热点值分布图。通过专家咨询并结合洞庭湖区的实际情况, 通过自然间断点分级法(Jenks)将热点值重分类, 得到洞庭湖区 1990~2013 年鸟类生物多样性热点地区分布(图 1)。

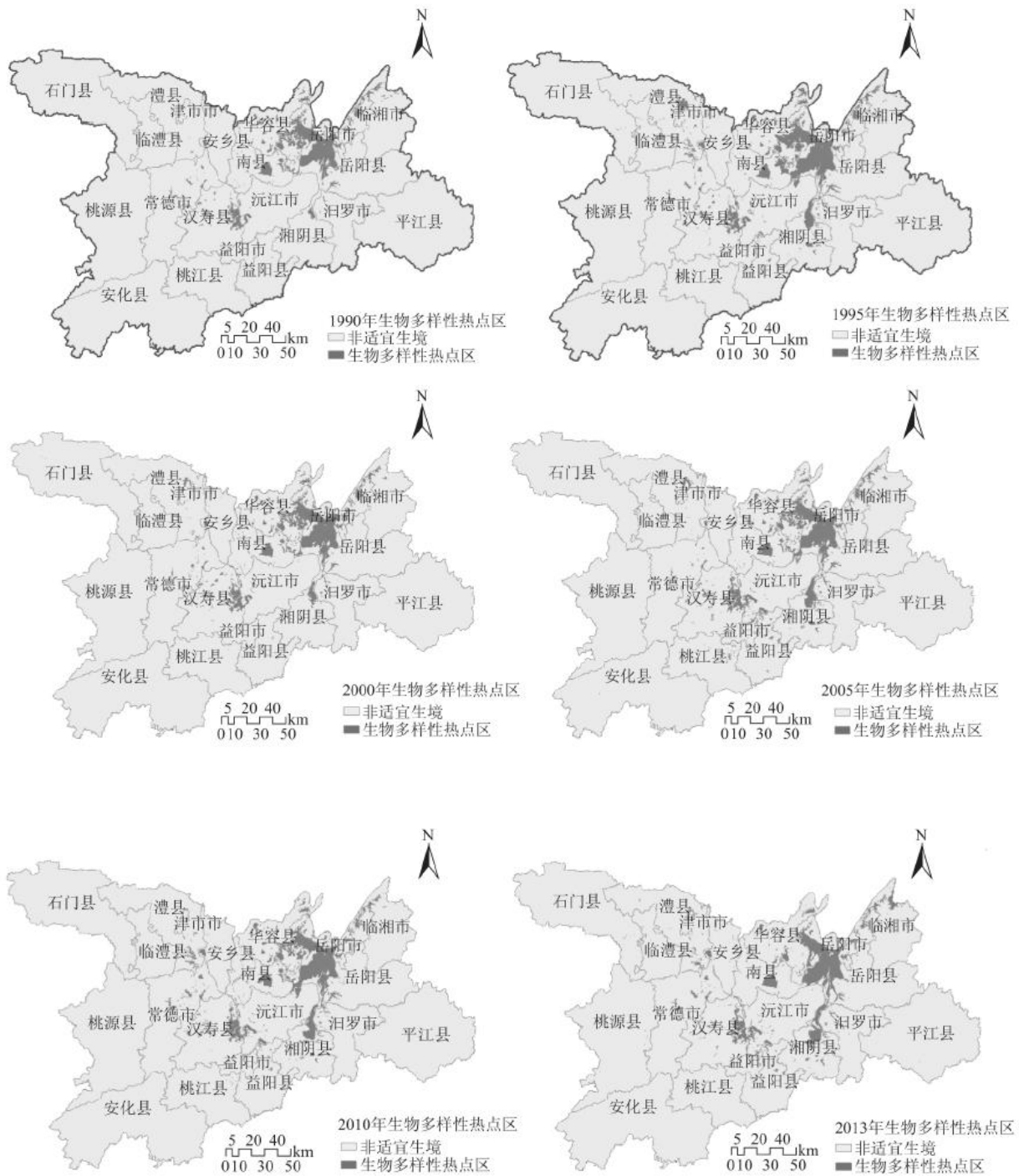


图1 1990~2013年洞庭湖区鸟类生物多样性热点区

Fig. 1 Spatial Distribution of Biodiversity Hotspots of Avian Dongting Lake Region During 1990~2013

图1表明,不同时期的洞庭湖区生物多样性热点区分布范围有相对集中分布的共同特征。主要分布在:洞庭湖北部岳阳县的柳林洲镇、岳阳市的梅溪乡,华容县的采桑湖镇、钱粮湖镇和插旗镇,南县的大通湖渔场地区;洞庭湖南部湘阴县的青潭乡和城西镇东部区域,沅江市的南洞庭芦苇场、万子湖乡和新湾镇,以及洞庭湖西部汉寿县鸭子港乡和蒋家嘴镇北部、周文庙乡和龙扬镇部分地区。此外,临湘市的江南镇、乘风乡和道仁矶镇和其他县市的乡镇也要零星分布。野外实地考察表明有大量鸟类聚集在上述区域越冬,评价结果和实地调查数据相一致。

不同时期的洞庭湖生物多样性热点区还具有动态变化和空间分异特征。生物多样性热点区统计(图 2)显示, 1995 年洞庭湖区热点区面积最大, 2010 年热点区面积次之, 1990 年热点区面积最小, 呈现波浪形变化特征。不同时期生物多样性热点具有如下动态变化和空间分异特征:

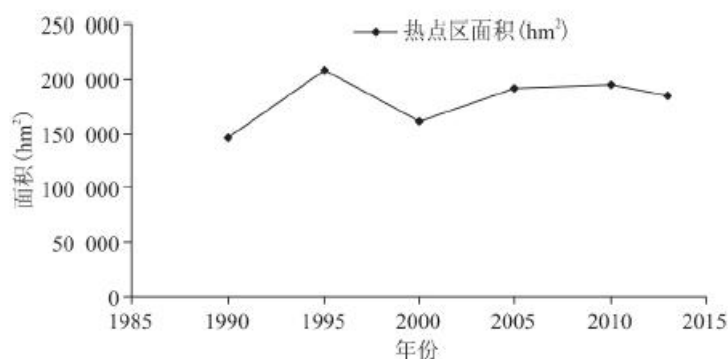


图 2 1990~2013 年洞庭湖鸟类生物多样性热点区时序变化轨迹

Fig. 2 Time Series Trajectory of the Avian Biodiversity Hotspots in Dongting Lake During 1990–2013

1990~1995 年期间, 洞庭湖生物多样性热点区增加了 62402.4hm², 为最大增幅。新增热点区主要集中在华容县的钱粮湖镇和注滋口镇、南县的华阁镇、岳阳县的柳林洲镇南部、沅江市澧湖芦苇场西北和南洞庭芦苇场南部、湘阴县青潭乡和城山镇、汉寿县鸭子港乡和龙阳镇以及其他地区, 具有环绕在 1990 年多样性热点区周围的特征。

1995~2000 年期间, 洞庭湖生物多样性热点区由 208066.32hm² 陡然减少到 161676.81hm², 这一期间的变化主要集中在 1990~1995 年期间新增的区域, 生物多样性热点区呈现不同程度的退化。

2000~2005 年洞庭湖生物多样性热点区得到一定程度的恢复, 相较于 2000 年, 新增的热点区分布在沅江市澧湖芦苇场西北与北洲子镇交界地区、南洞庭芦苇场南部和万子湖乡, 汉寿县西港镇东南也有分布。

2005~2010 年洞庭湖生物多样性热点区面积进一步扩大, 但表现的更为复杂, 局部热点地区得到扩大的同时, 其他热点地区则退化。退化地区集中在华容县幸福乡北部, 南县大通湖渔场西南部、湘阴县青潭乡和汉寿县龙阳镇以及鸭子港乡部分地区。岳阳县的柳林洲镇南部、沅江市澧湖芦苇场西北以及澧县的李家铺乡和保河堤镇、安乡县的安丰乡等远离湖区的乡镇有恢复和新增的生物多样性热点区分布。

2010~2013 年洞庭湖生物多样性热点区面积有小幅减少, 主要变化集中在华容县钱粮湖镇、采桑湖镇和良心堡镇, 南县的华阁镇和北洲子镇东部、沅江市澧湖芦苇场西北以及湘阴县城西镇, 都有环湖分布的特征。

2.2 生物多样性热点区景观格局分析

把各时期洞庭湖生物多样性热点区分析结果提取出来, 选取斑块数(NP), 斑块密度(PD), 景观形状指数((LSI), 平均斑块面积(AREAMN), 香浓多样性指数(SHDI), 周长—面积比分维数(PAFRAC)6 个景观指数, 用 Fragstats3.3 景观格局分析软件, 分析不同时期洞庭湖生物多样性热点区景观结构变化(表 2)。

表 2 各时期洞庭湖生物多样性热点区景观格局分析结果

年份	热点区面积 (hm^2)	斑块数 (NP)	斑块密度 (PD)	景观形状指数 (LSI)	平均斑块面积 (AREA-MN)	香浓多样性指数 (SHDI)	周长-面积比分维数 (PAFRAC)
1990	145 663.92	1 094	0.012 8	5.427 3	7 823.50	0.086 2	1.378 6
1995	208 066.32	1 975	0.023 1	7.063 2	4 333.63	0.114 4	1.393 8
2000	161 676.81	1 705	0.019 9	6.156 3	5 019.88	0.093 7	1.398 8
2005	190 711.26	2 390	0.027 9	7.757 2	3 581.13	0.106 8	1.400 4
2010	194 331.15	2 109	0.024 6	7.510 2	4 058.28	0.108 4	1.405 0
2013	185 064.75	2 152	0.025 1	7.095 5	3 977.19	0.043 3	1.401 9

由表 2 可知, 1990~2013 年这一时序的洞庭湖生物多样性热点区景观格局相关指数有起伏变化, 斑块数、斑块密度、景观形状指数、香浓多样性指数和周长-面积比分维数值呈现先增加后减少, 再增加的波浪式趋势。平均斑块面积则相反。就单一时序而言, 1990~1995 年, 洞庭湖生物多样性热点区的斑块数量、斑块密度、景观形状指数、SHDI 和 PAFRAC 值增加明显, 而平均斑块面积值变小, 表明洞庭湖生物多样性热点区破碎度加剧, 形状趋于简单且扁平化, 生态功能趋于弱化。而 1995~2000 年则相反, 区内生物多样性热点区破碎化趋势得到一定改善。此后, 斑块数量、斑块密度、景观形状指数、SHDI 和 PAFRAC 值呈现增加趋势, 说明热点区破碎化程度表现为增加的趋势, 热点区景观格局变得更加复杂。

2.3 生物多样性热点区动态变化驱动力分析

区域是一个开放的系统, 人类与自然环境以及自然环境子系统之间不停地进行着物质、能量和信息交流, 社会经济系统与生物多样性自然资源等子系统之间存在竞争与协作关系, 在不同等级和程度上表现出对区域景观格局的扰动和演化。结合洞庭湖区的实际情况以及资料的可获得性, 选用 15 个涵盖自然、人口和社会经济的变量指标构建驱动因素评价指标体系, 采用因子分析法对洞庭湖生物多样性热点区变化的驱动机制进行分析。自然因子包括年平均气温和年降水量, 人口因子包括总人口、城镇总人口和人口密度, 社会经济因子包括地方财政收入、第一、第二和第三产业占 GDP 的比重、公路里程、粮食产量、人均 GDP、总 GDP、社会消费品零售总额和有效灌溉面积。

应用 Eviews8.0 软件, 首先对各变量进行简单的描述性统计分析, 并将各指标进行标准化, 得到 z 标准化的指标值, 并进行相关性检验。检验结果显示, 地方财政收入(x1)、第一产业占 GDP 比重(x2)、第三产业占 GDP 比重(x4)、公路里程(x5)、粮食产量(x6)、人均 GDP(x9)、人口密度(x10)、城镇总人口(x11)、社会消费品零售总额(x12)、总 GDP(x14)和总人口数(x15)与热点区面积(y)的相关性较大, 且在统计上显著。在构建线性回归模型分析各变量对面积的影响程度时, 考虑到由于各变量之间存在一定的相关性, 直接用来分析可能会因严重的多重共线性问题导致“伪回归”, 不能准确反映面积的影响因素。因此, 再运用主成分分析法(PCA)进行降维, 得到能够反映这 11 个变量的几个主成分。

主成分分析结果显示前两个主成分包含了全部指标所具有的信息且累计方差贡献率已达到 90.201%, 故选取 2 个主成分代替这 11 个变量。将成分矩阵(表 3)的第 i 列向量除以第 i 个特征根的开根后, 得到第 i 个主成分 F_i 的变量系数向量, 并与标准化后的指标相乘, 得到 2 个主成分依次 F_1 , F_2 :

$$F_1 = 0.292ZX_1 + 0.325ZX_2 - 0.294ZX_4 - 0.317ZX_5 + 0.165ZX_6 + 0.304ZX_9 + 0.299ZX_{10} + 0.316ZX_{11} + 0.328ZX_{12} + 0.327ZX_{14} + 0.314ZX_{15} \quad (1)$$

$$F_2 = -0.258ZX_1 - 0.133ZX_2 + 0.165ZX_4 - 0.190ZX_5 + 0.780ZX_6 - 0.336ZX_9 +$$

$$0.276ZX_{10} - 0.180ZX_{11} + 0.021ZX_{12} + 0.007ZX_{14} + 0.143ZX_{15} \quad (2)$$

表 3 成份矩阵

影响因子	成份	
	1	2
地方财政收人（万元）	0.866	-0.276
第一产业占 GDP 比重（%）	0.963	-0.143
第三产业占 GDP 比重（%）	-0.871	0.177
公路里程（km）	-0.940	-0.204
粮食产量（t）	0.490	0.836
人均 GDP（元）	0.900	-0.360
人口密度（人/km ² ）	0.885	0.296
城镇总人口数（万人）	0.936	-0.193
社会消费品零售总额（万元）	0.972	0.022
总 GDP（亿元）	0.968	0.008
总人口数（万人）	0.929	0.154

依据以上分析结果，建立热点区面积的最终线性回归模型。经 Eviews8.0 软件分析得到回归方程的决定系数 $R^2=0.821$ ，可见模型的拟合程度较高，回归方程中的 2 个主成分能够解释热点区面积的 82.1%。方差统计结果显示，模型的 F 检验 Sig 值远小于 0.01，模型系数 a 见表 4。

表 4 模型系数

模型	非标准化系数		标准系数
	B	标准误差	
常量	-2.035E-008	0.122	/
1 F1	0.274	0.042	0.811
F2	0.120	0.116	0.129

最终模型的整体线性关系显著成立。得到模型的估计结果为：

$$ZY = 0.274F_1 + 0.120F_2 - 2.035 \times 10^{-8} \quad (3)$$

将式(1)和(2)代入(3)得到最终的模型为：

$$\begin{aligned} ZY = & 0.049ZX_1 + 0.073ZX_2 - 0.061ZX_4 - \\ & 0.110ZX_5 + 0.139ZX_6 + 0.043ZX_9 + \\ & 0.115ZX_{10} + 0.065ZX_{11} + 0.092ZX_{12} + \\ & 0.090ZX_{14} + 0.103ZX_{15} - 2.035 \times 10^{-8} \end{aligned} \quad (4)$$

由模型(4)可看出：①第三产业占GDP的比重、公路里程的回归系数为负值，即生物多样性热点区面积与它们呈负相关关系。第三产业中包含房地产业、交通运输业及旅游业，旅游业虽为绿色产业，但不合理的旅游开发及管理同样会带来环境生态问题。公路建设会加重生态斑块的破碎化^[23]，因此会导致生物多样性热点区面积减少。②经济与人口、粮食产量等与生物多样性热点区面积呈正相关关系。粮食产量与热点区面积正相关，粮食产量增长应与农业科技的发展有关，且由于退耕还林、环湖政策的实施，研究区耕地面积呈减少趋势，这有利于鸟类生物多样性热点区的面积增长。人口增长虽会占用更多土地，但研究区的影像变化显示，建设用地的增长主要是由于城区的扩张，且以占用城市周边的耕地为主，这对生物栖息地的影响较小。在查阅研究区的统计年鉴时发现，城镇地区的经济与人口增长率远远高于农村地区，更适宜鸟类栖息的农村反而常驻居民较少，越来越多的农村居民迁居城市工作、生活，这反而对鸟类生物多样性热点区面积的增长有利。③在相关性检验分析中，剔除了温度与降水等自然因素。这表明在较短时间尺度上，生物多样性热点景观格局的变化受自然因素影响不明显，这在一些研究报道中亦得到证实^[24-26]。

3 结论和讨论

本文运用MAXENT模型对洞庭湖区14种鸟类进行多时序生境评价的基础上，通过专家咨询确定了洞庭湖区鸟类生物多样性热点区的环境特征，并尝试利用定量分析来揭示鸟类生物多样性热点区多时序动态变化轨迹及影响其变化的相关因子。

研究主要发现：①鸟类生物多样性热点区呈现波浪形动态变化特征，面积总体呈下降趋势；鸟类生物多样性热点区面积在1990年最小，1995年最大，1995~2000年热点区面积有所减少，2000~2013年变化趋于平稳。1995年呈现出的最大面积主要得益于洞庭湖自然保护区在生态保护工作方面的努力，自1990后，东、南、西洞庭湖自然保护区大力推进了各项保护工作，东

洞庭湖于 1994 年升级为国家级自然保护区,南洞庭湖及西洞庭湖分别于 1997 年、1998 年升级为省级自然保护区。但至 2000 年时,受社会发展所需,公路等基础设施建设的投资加大,这对生物分布热点区产生了重要影响,故鸟类热点区面积有所减少。②1995~2000 年间,研究区鸟类栖息生境景观格局的破碎化趋势较 1990~1995 年间有所改善,2000 年后,研究区鸟类生境破碎化程度又有所增加。这同样可被洞庭湖自然保护区有关生物多样性保护工作地有效推进及社会基础设施建设的加大所解释。③在实地调查中发现,导致鸟类生物多样性热点区面积减少及其破碎化程度升高的原因,还与洞庭湖区的芦苇滩地及人工杨树林的蔓延有关,这在其他学者的研究报告也得到证实 [15]。因为为运输芦苇而建立的河道使原始植被斑块被人为割裂;人工栽植的耐水速生杨树林占用天然湿地斑块,造成植物群落结构单一,同时为杨树种植所开的排水沟渠也割裂了自然斑块。另外,为减少芦苇及杨树病害所施用的农药、化肥对湖区水质都产生了很大影响 [27],是致使鸟类种类与数量不断下降的重要因素之一。

相对于传统的野外调查方法 [28]、回归模型 [29]、机理模型 [30, 31] 以及其他生态位模型 [32, 33] 来预测目标物种生境的空间分布,MAXENT 模型即使在物种出现点数据较少的情况下,也具有较高的预测精度 [34, 35]。本研究结果显示,作为研究对象的 14 种鸟类主要栖息在洞庭湖区多芦苇、蒲草和其他水生植物丰富湖泊、水库、水塘、河湾等区域,与实地调查结果和刘师师等 [36] 的研究结果一致。目前,该模型已经被国内外学者广泛应用于物种潜在地理分布的预测 [37~40],无论在理论研究还是保护实践上都显示出了一定的优势。需要指出的是,本研究由于历史跨度较长无法获得前期准确的鸟类分布点数据,不同时期鸟类分布点数据采用 2010~2015 年的观察数据作为模型运行的分布点数据,是基于如下事实和假设:洞庭湖区长期以来的围湖造田、过度捕捞、猎捕鸟类、环境污染、农业结构调整等人类干扰致使湖区迁徙鸟类数量锐减,湿地生态系统的整体性遭受到破坏,湿地鸟类物种分布范围日益变小并破碎化。同时,由于很多鸟类对人类活动的敏感性,一般都栖息在远离人类干扰的区域,因此假设近期获得的鸟类分布点在前期都会有鸟类分布。后期应扩大调查范围,准确获取不同时期鸟类分布点数据,完善模型运行结果。但本研究结果仍然能为鸟类的保护提供依据,为湖区鸟类生境保护空缺(GAP)分析和生物多样性保护规划等进一步研究提供基础资料。

通过以上研究,本文得出以下主要结论:

(1) 1990~2013 年间,研究区鸟类生物多样性热点区具有环湖组团分布特征,且面积呈波浪形变化。1990~1995 年热点区面积增加,1995~2000 年呈减少趋势,2000~2005 年又呈增加趋势,2005~2013 年间变化趋稳;

(2) 1990~2013 年间,研究区生物多样性热点区景观格局相关指数总体上呈“增加—减少—增加”的波浪式。1990~1995 年研究区鸟类生物多样性热点区破碎度加剧,而 1995~2000 年破碎化趋势得到一定改善,2000~2013 年间破碎化程度又有所增加,热点区景观格局变得更为复杂。

(3) 经济与社会发展对洞庭湖区的鸟类生物多样性热点变化影响较大,而自然因素的影响不明显。另外,洞庭湖自然保护区的开展的生物保护工作、区内粗放式的土地利用管理模式均对鸟类生物多样性热点区的面积波动产生重要影响。

(4) 可通过限制生物适宜生境土地利用类型的转出、提高生境斑块连接度、建立人工生态安全岛及控制环境污染等措施来提高研究区的生物多样性热点区面积及质量。

参考文献:

[1] BUTCHART S H, WALPOLE M. Global biodiversity: indicators of recent declines[J]. Science, 2010, 328(5982): 1164—1168.

[2] 魏辅文, 聂永刚, 苗海霞, 等. 生物多样性丧失机制研究进展 [J]. 科学通报, 2014, 59(6): 430—437.

【WEI F W, NIE Y G, MIAO H X, et al. Advancements of the researches on biodiversity loss mechanisms [J]. Chinese Science Bulletin, 2014, 59(6) : 430—437. 】

[3] RANDS R W M, ADAMS M W, BENNUN L, et al. Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010 [J]. Science, 2010, 329(5997) : 1298—1303.

[4] N R GILA G M, ALEXANDER C L, CHRISTIAN B A, et al. Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon [J]. Biological Conservation, 2013, 167 (3) : 339 —348.

[5] F WEYLAND, J BAUD R Y, CM GHE R S A. A fuzzy logic method to assess the relationship between landscape patterns and bird richness of the Rolling Pampas [J]. Landscape Ecology, 2012, 27(6) : 869—885.

[6] NAUGLE D E, HIGGINS K F, NUSSE R S M, et al. Scale-dependent habitat use in three species of prairie wetland birds [J]. Landscape Ecology, 2004, 14(3) : 267—276.

[7] NEMERSON D M, ABLE K W. Spatial and temporal patterns in the distribution and feeding habits of *Morone saxatilis* in marsh creeks of Delaware Bay, USA [J]. Fisheries Management and Ecology, 2003, 10(5) : 337—348.

[8] STEVE E F, JAMES J D. Local and landscape-level influences on wetland bird communities of the prairie pothole region of Iowa, USA [J]. Wetlands, 2001, 21(1) : 41—47.

[9] KATHERINE A H, ALEXANDRA P, J NEVIL AMOS, et al. Fine-scale effects of habitat loss and fragmentation despite largescale gene flow for some regionally declining woodland bird species [J]. Landscape Ecology, 2012, 27: 813—827.

[10] 倪永明, 李湘涛. 北戴河地区鸻形目鸟类觅食生境动态变化 [J]. 生态学报, 2009, 29(4) : 1731—1737.

【NI Y M, LI X T. Suitability evaluation of plover birds' foraging habitat in Beidai he areas based on GIS [J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(4) : 1731—1737. 】

[11] 刘东云, 王琦, 杜林芳, 等. 1999—2007 年天津湿地景观格局及水鸟生境变化 [J]. 湿地科学, 2012, 10(3) : 350—358.

【LIU D Y, WANG Q, DU L F, et al. Changes of wetland landscape pattern and water birds habitat in tianjin during 1999 —2007 [J]. Wetland Science, 2012, 10(3) : 350—358. 】

[12] 舒莹, 胡远满, 郭笃发, 等. 黄河三角洲丹顶鹤适宜生境变化分析 [J]. 动物学杂志, 2004, 39(3) : 33—41, 121.

【SHU Y, HU Y M, GUO D F, et al. The change of habitat suitable for the red-crowned crane in yellow river delta [J]. Chinese Journal of Zoology, 2004, 39(3) : 33—41, 121. 】

[13] 范学忠, 张利权, 袁琳, 等. 基于空间分带的崇明东滩水鸟适宜生境的时空动态分析 [J]. 生态学报, 2011,

31(13) : 3820—3829.

【FAN X Z, ZHANG L Q, YUAN L, et al. An analysis on spatiotemporal dynamics of suitable habitats for water birds based on spatial zonation at Chong ming Dongtan, Shanghai [J] . Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(13) : 3820—3829. 】

[14] 谭飞, 张明海, 林英华. 漳江口自然保护区鸕形目鸟类适宜生境变化及驱动机制分析 [J] . 东北林业大学学报, 2013, 41(12) : 89—93, 149.

【TAN F, ZHANG M H, LIN Y H. Change and driving mechanism of suitable habitats for plover birds in Zhangjiang estuary [J] . Journal of Northeast Forestry University, 2013, 41(12) :89—93, 149. 】

[15] 赵淑清, 方精云, 陈安平, 等. 东洞庭湖保护区 1989—1998 年水禽栖息地动态研究 [J] . 自然资源学报, 2003, 18(6) :726—733.

【ZHAO S Q, FANG J Y, CHEN A P, et al. Dynamics of waterfowl habitats in the Eastern Dongting Lake Nature Reserve between 1989 and 1998 [J] . Journal of Natural Resources, 2003, 18(6) : 726—733. 】

[16] 姜加虎, 张深, 黄群, 等. 洞庭湖退田还湖及其生态恢复过程分析 [J] . 湖泊科学, 2004, 16(4) : 325—330.

【JIANG J H, ZHANG S, HUANG Q, et al. Analysis on the restoration and ecological recovery of Dongting lake by stopping cultivation [J] . Journal of Lake Sciences, 2004, 16(4) : 325—330. 】

[17] 庄大昌. 洞庭湖区湿地生物资源特征及生态系统评价 [J] . 热带地理, 2000, 20(4) : 261—264.

【ZHUANG D C. The characteristics of the biological resources and the evaluation of the wet land ecosystem in Dongting lake area [J] . Tropical Geography, 2000, 20(4) : 261—264. 】

[18] DAVID S M, PATRICK C J. Choosing surrogates for biodiversity conservation in complex planning environments [J] . Journal of Conservation Planning, 2005, 1(1) : 44—63.

[19] FLATHER C H, KNOWLES M S. Threatened and endangered species geography: characteristics of hot spots in the conterminous United States [J] . Bioscience, 1998, 48(5) : 365—376.

[20] CHEN Y, CHEN A P, FANG J Y. Geographical distribution patterns of endangered fishes, amphibians, reptiles and mammals and their hotspots in China: a study based on“China Red Data Book of Endangered Animals”[J]. Biodiversity, 2002, 10(4) : 359—368.

[21] 李智琦, 欧阳志云, 曾慧卿. 基于物种的大尺度生物多样性热点研究方法 [J] . 生态学报, 2010, 30 (6) : 1586—1593.

【LI Z Q, OUYANG Z Y, ZENG H Q. Assessment methods for territorial biodiversity hotspot based on species richness at broad scale [J] . Acta Ecologica Sinica, 2010, 30 (6) : 1586 —1593. 】

-
- [22] 汪松, 解焱. 中国物种红色名录(第一卷) [M]. 北京:高等教育出版社, 2004.
- 【WANG S, XIE Y. China Species Red (List Vol. I) [M]. Peking:Higher Education Press, 2004. 】
- [23] LI S C, ZHOU Q F, WANG L. Road construction and landscape fragmentation in China[J]. Journal of Geographical Sciences, 2005, 15(1) : 125—130.
- [24] 齐杨, 邬建国, 李建龙, 等. 中国东西部中小城市景观格局及其驱动力. 生态学报, 2013, 33(1) : 275—285.
- 【QI Y, WU J G, LI J L, et al. Landscape dynamics of medium- and small-sized cities in eastern and western China: a comparative study of pattern and driving forces [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(1) : 275—285. 】
- [25] 潘竟虎, 苏有才, 黄永生, 等. 近 30 年玉门市土地利用与景观格局变化及其驱动力. 地理研究, 2012, 31(9) : 1631—1639.
- 【PAN J H, SU Y C, HUANG Y S, et al. Land use & landscape pattern change and its driving forces in Yumen City [J]. Geographical Research, 2012, 31(9) : 1631—1639. 】
- [26] HEPCAN S. Analyzing the pattern and connectivity of urban green spaces: a case study of Izmir, Turkey [J]. Urban Ecosystems, 2013, 16 (2) : 279—293.
- [27] 邓学建, 米小其, 牛艳东, 等. 洞庭湖杨树林及原生湿地生态环境中鸟类的群落结构 [J]. 农业现代化研究, 2008, 29(1) : 108—111.
- 【DENG X J, MI X Q, NIU Y D, et al. Birds resource in poplar forest of Dongting lake and its ecological environment of primordial marshland [J]. Research of Agricultural Modernization, 2008, 29 (1) : 108—111. 】
- [28] 陈彬. 生物多样性野外调查地理信息管理、路线精细设计和精确导航方法 [J]. 生物多样性, 2016, 24(6) : 701—708.
- 【CHEN B. Geographic data management, refined route design and precise navigation in biodiversity field surveys [J]. Biodiversity Science, 2016, 24(6) : 701—708. 】
- [29] SCHADT S, REVILLA E, WIEGAND T, et al. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx [J]. Journal of Applied Ecology, 2002, 39(2) : 189—203.
- [30] 欧阳志云, 刘建国, 肖寒, 等. 卧龙自然保护区大熊猫生境评价 [J]. 生态学报, 2001, 21(11) : 1869—1874.
- 【OUYANG Z Y, LIU J G, XIAO H, et al. An assessment of giant panda habitat in Wolong Nature Reserve [J]. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(11) : 1869—1874. 】
- [31] 徐卫华, 欧阳志云, 蒋泽银, 等. 大相岭山系大熊猫生境评价与保护对策研究 [J]. 生物多样性, 2006, 14(03) : 223—231.

-
- 【XU W H, OUYANG Z Y, JIANG Z Y, et al. Assessment of giant panda habitat in the Da xiang ling Mountain Range, Sichuan, China [J]. Biodiversity Science, 2006, 14(3) : 223—231. 】
- [32] BROTONS L, THUILLER W, ARAGON J M B, et al. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability [J]. Ecography, 2004, 27 (4) : 437 —448.
- [33] 徐卫华, 罗翀. MAXENT 模型在秦岭川金丝猴生境评价中的应用 [J]. 森林工程, 2010, 26(2) : 1—3, 26.
- 【XU W H, LUO C. Application of MAXENT modeling rhinopithecus roxellanae habitat assessment in Qinling Mountain [J]. Forest Engineering, 2010, 26(2) : 1—3, 26. 】
- [34] HERNANDEZ P A, GRAHAM C H, MASTER L L, et al. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods [J]. Ecography, 2006, 29(5) : 773—785.
- [35] STEVEN J P, ROBERT P A, ROBERT E S. Maximum entropy modelling of species geographic distributions [J]. Ecological Modelling, 2006, 190(3—4) : 231—259.
- [36] 刘师师, 赵运林, 徐正刚, 等. 近二十年南洞庭湖水禽栖息地变动研究 [J]. 中南林业科技大学学报, 2016, 36(3) : 117—122.
- 【LIU S S, ZHAO Y L, XU Z G, et al. Changes of waterfowl habitat in the southern Dongting lake during recent two decades [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2016, 36(3) : 117—122. 】
- [37] BOUBLI J P, LIMA M G. Modeling the geographical distribution and fundamental niches of *Cacajao* spp. and *Chiropotes israelita* in northwestern Amazonia via a Maximum Entropy Algorithm [J]. International Journal of Primatology, 2009, 30(2) : 217—228.
- [38] 齐增湘, 徐卫华, 熊兴耀, 等. 基于 MAXENT 模型的秦岭山系黑熊潜在生境评价 [J]. 生物多样性, 2011, 19(3) : 343—352, 398.
- 【QI Z X, XU W H, XIONG X Y, et al. Assessment of potential habitat for *Ursus thibetanus* in the Qinling Mountains [J]. Biodiversity Science, 2011, 19(3) : 343—352, 398. 】
- [39] 曹铭昌, 孙孝平, 乐志芳, 等. 基于 MAXENT 模型的丹顶鹤越冬生境变化分析: 以盐城保护区为例 [J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(6) : 964—970.
- 【CAO M C, SUN X P, LE Z F, et al. Analysis of changes in wintering habitat of Red-Crowned Cranes based on MAXENT model: a case study of Yancheng Nature Reserve [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, 32(6) : 964—970. 】
- [40] 吴庆明, 王磊, 朱瑞萍, 等. 基于 MAXENT 模型的丹顶鹤营巢生境适宜性分析——以扎龙保护区为例 [J]. 生态学报, 2016, 36(12) : 3758—3764.

【WU Q M, WANG L, ZHU R P, et al. Nesting habitat suitability analysis of red-crowned crane in Zhalong Nature Reserve based on MAXENT modeling [J] . Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(12) : 3758—3764. 】