



•研究报告•

粤港澳大湾区城市化进程对区域内鸟类分布及栖息地连通性的影响

张琼悦^{ID1#}, 邓卓迪^{2#}, 胡学斌³, 丁志锋^{ID1}, 肖荣波^{ID4}, 修晨⁵, 吴政浩^{ID1,6}, 汪光⁷, 韩东晖⁷, 张语克^{ID8}, 梁健超^{ID1*}, 胡慧建^{1*}

1. 广东省科学院动物研究所广东省动物保护与资源利用重点实验室/广东省野生动物保护与利用公共实验室, 广州 510260; 2. 广东海洋大学滨海农业学院, 广东湛江 524088; 3. 广州市水生态建设中心, 广州 510055; 4. 广东工业大学, 广州 510006; 5. 仲恺农业工程学院园艺园林学院, 广州 510225; 6. 中国科学院华南植物园, 广州 510650; 7. 生态环境部华南环境科学研究所, 广州 510535; 8. 自然资源部第三海洋研究所, 福建厦门 361005

摘要: 粤港澳大湾区经济快速发展和城市迅速扩张引起土地利用类型的剧烈转变, 这对当地物种的栖息地、物种分布区乃至区域生物多样性均造成了影响。本研究基于82种鸟类的分布数据和15个环境变量数据, 利用最大熵(maximum entropy, MaxEnt)模型及等效连接面积(the equivalent connected area, ECA)指数分析了粤港澳大湾区鸟类多样性的空间分布格局及连通性。结果表明: 2000–2015年, 大湾区林地、水体、耕地等用地类型分别减少3.22%、0.97%和23.19%, 草地、建设用地、裸地与滩涂用地类型分别增加33.95%、80.34%和453.52%。30种以森林、农田为主要栖息生境的鸟类分布区面积减少, 52种常见的城市鸟类及各类水鸟分布面积增加, 鸟类分布面积与土地利用类型密切相关。此外, 鸟类栖息地连接度表现出与分布区相一致的变化趋势。其中, 对4种分布面积变化最大的鸟类的分析结果显示, 乌鹃(*Surniculus lugubris*)与栗耳凤鹛(*Yuhina castaniceps*)分布面积及栖息地连通性随城市化进程(包括土地利用类型、植被覆盖度、水源距离和干扰距离等的变化)而下降, 而牛背鹭(*Bubulcus ibis*)与苍鹭(*Ardea cinerea*)的分布面积及栖息地连通性则随城市化进程而上升。此外栖息地斑块面积的增加也显著提高了栖息地的连通性。因此建议对城市化进程中粤港澳大湾区的生境质量变化进行评估, 根据评估结果构建鸟类生态廊道和生物多样性保护网络, 从而维持大湾区区域生态系统的安全和稳定。

关键词: 连通性; MaxEnt模型; 鸟类分布; 栖息地斑块; 土地利用变化; 粤港澳大湾区

张琼悦, 邓卓迪, 胡学斌, 丁志锋, 肖荣波, 修晨, 吴政浩, 汪光, 韩东晖, 张语克, 梁健超, 胡慧建 (2023) 粤港澳大湾区城市化进程对区域内鸟类分布及栖息地连通性的影响. 生物多样性, 31, 22161. doi: 10.17520/biods.2022161.

Zhang QY, Deng ZD, Hu XB, Ding ZF, Xiao RB, Xiu C, Wu ZH, Wang G, Han DH, Zhang YK, Liang JC, Hu HJ (2023) The impact of urbanization on regional bird distribution and habitat connectivity in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. Biodiversity Science, 31, 22161. doi: 10.17520/biods.2022161.

The impact of urbanization on regional bird distribution and habitat connectivity in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

Qiongyue Zhang^{ID1#}, Zhuodi Deng^{2#}, Xuebin Hu³, Zhifeng Ding^{ID1}, Rongbo Xiao^{ID4}, Chen Xiu⁵, Zhenghao Wu^{ID1,6}, Guang Wang⁷, Donghui Han⁷, Yuke Zhang^{ID8}, Jianchao Liang^{ID1*}, Huijian Hu^{1*}

1 Guangdong Key Laboratory of Animal Conservation and Resource Utilization/Guangdong Public Laboratory of Wild Animal Conservation and Utilization, Institute of Zoology, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510260

2 College of Coastal Agricultural Sciences, Guangdong Ocean University, Zhanjiang, Guangdong 524088

3 Guangzhou Water Ecological Construction Center, Guangzhou 510055

4 Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006

5 College of Horticulture and Landscape Architecture, Zhongkai University of Agriculture and Engineering, Guangzhou 510225

收稿日期: 2022-10-28; 接受日期: 2022-12-16

基金项目: 广东省基础与应用基础研究基金(2021A1515011282; 2021A1515110744)、广东省科技计划项目(2019B121202004)、广东省林业厅-广东动物志项目(202115)和广州市城市森林生态系统效益监测、分析与研究——鸟类监测项目

共同第一作者 Co-first authors

* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: 13760813102@163.com (梁健超); 13922339577@139.com (胡慧建)

6 South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650

7 South China Institute of Environmental Science, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510535

8 Third Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, Xiamen, Fujian 361005

ABSTRACT

Aim: Rapid economic development and urban expansion have caused dramatic changes in land use in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area (GHMGBA), resulting in the urgent need to study their effects on the distributions and habitat connectivity of birds in this area.

Method: Based on 15 environmental variables, we used the maximum entropy (MaxEnt) model to predict the habitats of 82 bird species in GHMGBA in 2000 and 2015, and then analyzed the changes in bird distribution patterns and habitat connectivity under urbanization using an equivalent connected area index (ECA).

Results: From 2000 to 2015, areas of forest, water, and farmland decreased by 3.22%, 0.97%, and 23.19% respectively, while grassland, buildings, and other area types (bare land and mudflat) increased by 33.95%, 80.34%, and 453.52% respectively. The distributions of 30 forest or farmland dwelling species decreased, and the distributions of 52 common urban species and waterbirds increased. The distributions of birds were closely related to the type of land use. In addition, habitat connectivity showed a trend consistent with the distribution area. Analysis results of the four species with the largest changes in distributions showed that: the distributions and habitat connectivity of *Sturniculus lugubris* and *Yuhina castaniceps* decreased with urbanization (i.e., changes in land use types, vegetation coverages, the distances to water and disturbances etc.); whereas the distributions and habitat connectivity of *Bubulcus ibis* and *Ardea cinerea* increased with urbanization. Furthermore, the increased area of habitat patches significantly improved the connectivity of habitats.

Expectation: It is recommended to assess the changes of habitat quality as urban expansion occurs throughout GHMGBA, and to use these assessment results to build ecological corridors and biodiversity protection networks for birds to maintain the safety and stability of the regional ecosystem.

Key words: connectivity; MaxEnt model; bird distribution; habitat patch; land use change; the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area

全球变化所带来的生态影响近年来日益引起人们关注,已成为生态学、保护生物学、生物地理学等学科的研究焦点。其中,土地利用变化是全球变化最为主要的两大驱动因子之一(Luo et al, 2015; Alagador et al, 2016)。土地利用变化往往导致当地物种栖息地适宜性的改变、物种分布区的转移乃至区域生物多样性的变化(Sala et al, 2000)。此外,由于物种栖息地的空间异质性,土地利用变化还可能导致栖息地连通性的下降,从而阻碍异质种群间的交流,甚至引起当地物种消亡(Opdam & Wascher, 2004; Brodie et al, 2016)。因此,土地利用变化不仅对物种的分布和丰度有着重要影响,也对自然生态系统的稳定性和整体性的维持有重要作用(Watling et al, 2011; Cumming et al, 2014)。

随着社会经济的发展,快速的城市化往往伴随着剧烈的土地利用变化(Fang et al, 2016)。研究物种在空间上如何响应城市化,是制定和执行科学合理的保护管理对策的重要基础(Gibson et al, 2010)。这需要我们不仅关注当前物种的分布情况,还要利用模型方法结合详尽的自然历史资料去评估物种栖

息地的变化动态。目前的常用方法是利用物种分布模型,如最大熵(maximum entropy, MaxEnt)模型,将观测到的物种分布点的环境信息投影到研究区域的生物地理因子集上,来分析不同环境条件下物种适宜栖息地的分布(Elith et al, 2006, 2011)。由于构建的模型还能够基于不同时期的环境条件,因此可模拟同一物种在不同时期的适宜栖息地分布,进而能够对比识别物种栖息地在不同时期的分布变化,为生物多样性的保护提供支持,此类模型已成为管理机构制定和实施生物多样性保护策略的有力工具。其中, MaxEnt模型因其运行时间短、操作简便、所需样本量小、结果准确等特点得到业内广泛认可(Zhang et al, 2011; Yang et al, 2013; 孔维尧等, 2019)。

鸟类作为食物链中的中、高级消费者,对环境变化具有极高的敏感性,对生态系统中其他成员的状况具有重要指示作用(满卫东等, 2017; 王春晓等, 2022)。粤港澳大湾区是我国南部沿海经济发展最为快速的地区之一,在急剧的城市化进程下,城市建筑用地的扩展无可避免地会对周边湿地、林地等野

生动物自然栖息地进行蚕食, 从而导致物种分布区转移、区域多样性改变、栖息地隔离等等(Zhou et al, 2012; 丁志锋等, 2020)。本研究以鸟类为例, 利用实地调查所得的鸟类分布数据, 结合各种决定鸟类分布的环境因子, 利用最大熵模型模拟不同城市化进程情景下的鸟类分布, 计算各鸟类在城市化进程中分布区的周转变化。在此基础上, 结合等效连接面积(the equivalent connected area, ECA)指数, 评价不同城市化进程情景中鸟类分布区的连接度变化^①, 以期为粤港澳大湾区的鸟类多样性保护和生态修复规划提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

粤港澳大湾区位于广东省中南部, 地理坐标 $112^{\circ}45' \text{--} 113^{\circ}50' \text{E}$, $21^{\circ}31' \text{--} 23^{\circ}10' \text{N}$ 。涵盖9个地级市与2个特别行政区, 即广州、深圳、珠海、佛山、惠州、东莞、中山、江门、肇庆、香港特别行政区、澳门特别行政区, 总面积约 $54,600 \text{ km}^2$ 。大湾区属亚热带季风气候, 年均降水量达 $1,800 \text{ mm}$ 。年日照量约 $2,000 \text{ h}$, 年均气温 $21.4\text{--}22.4^{\circ}\text{C}$ 。大部分地区坐落于珠江三角洲冲积平原上, 山地主要分布在大湾区北部的肇庆、广州、惠州及江门南部(冯珊珊和樊风雷, 2018; 王文静等, 2020)。本研究将整个研究范围转化为 30 m 空间分辨率的网格体系, 所有分析都在此网格体系上进行。

1.2 研究方法

1.2.1 物种分布数据

本研究选择2000年、2015年共2个时间节点来反映不同城市化进程情景的影响。大湾区鸟类分布记录来源于全国第二次陆生野生脊椎动物资源调查广东省的调查数据以及广州、惠州、珠海的野生脊椎动物资源本底调查数据, 数据由广东省科学院动物研究所依据第二次全国陆生野生动物资源调查技术规程和陆生野生脊椎动物物种多样性调查与监测技术规范实地调查所得。本研究仅选择了2015年1月至2016年1月期间的物种记录, 以确保物种记录时间与研究时间节点一致。此外, 为确保模型精度并消除空间自相关所导致的模型偏差, 仅选

择了具有30个以上分布记录的鸟类作为本文的研究对象, 并且对于同一个物种在同一网格内仅保留1个记录(Hu et al, 2010; Shcheglovitova & Anderson, 2013), 总共82种鸟类被纳入本研究中(详见附录1), 合计24,389个分布数据。

1.2.2 环境因子

本研究使用的环境因子包括非城市化环境因子与城市化环境因子两大类(附录2)。其中, 非城市化环境因子指受城市化进程影响较小的环境因子, 包括气候与地形两类。虽然城市化进程会导致局部地区微气候与微地形的改变, 但是由于缺乏这些因子的动态数据, 且鉴于本研究时间跨度较小, 我们假设气候与地形两类因子在城市化进程情景中保持不变。该假设会导致研究结果更为保守, 但可以避免由于错误估计所导致的结果误差(Guisan & Zimmermann, 2000; Thuiller et al, 2006)。气候数据来源于全球气候数据中心(<https://www.worldclim.org/>)的当代气候数据, 地形数据来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台(<http://www.gscloud.cn>) (图1)。

城市化环境数据指受城市化进程影响而变化的一类环境因子, 亦是城市化进程对鸟类分布影响的主要驱动因子, 包括土地利用类型、植被覆盖度、水源距离、干扰距离(图2, 图3)。土地利用类型中红树林数据来自广东省林业局2017年全省红树林本底调查, 滩涂数据和人口密度数据由广东省城乡规划设计研究院提供, 其他土地利用类型数据由广东省环境科学研究院提供。植被覆盖度通过增强型植被指数(enhanched vegetation index, EVI)反映, 增强型植被指数以Landsat-8遥感卫星影像作为数据源, 通过ArcGIS 10.2软件计算得到。水源距离基于提取土地利用类型中的水体, 通过计算各个网格到最近水源(河流、湖泊、水库等)的欧式距离获得。干扰距离基于提取土地利用类型中的建设用地, 通过计算各网格到最近的干扰源(道路、建筑等)的欧式距离获得。所有的环境变量在ArcGIS 10.2中进行重采样, 统一到相同坐标系相同范围的 $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ 分辨率下。

1.2.3 物种分布模型

本研究使用MaxEnt模型对不同城市化进程情景下鸟类的潜在分布区进行预测。根据每种鸟的分

^① 王森 (2017) 基于最小耗费距离模型的生态连接度评价. 硕士学位论文, 昆明理工大学, 昆明.

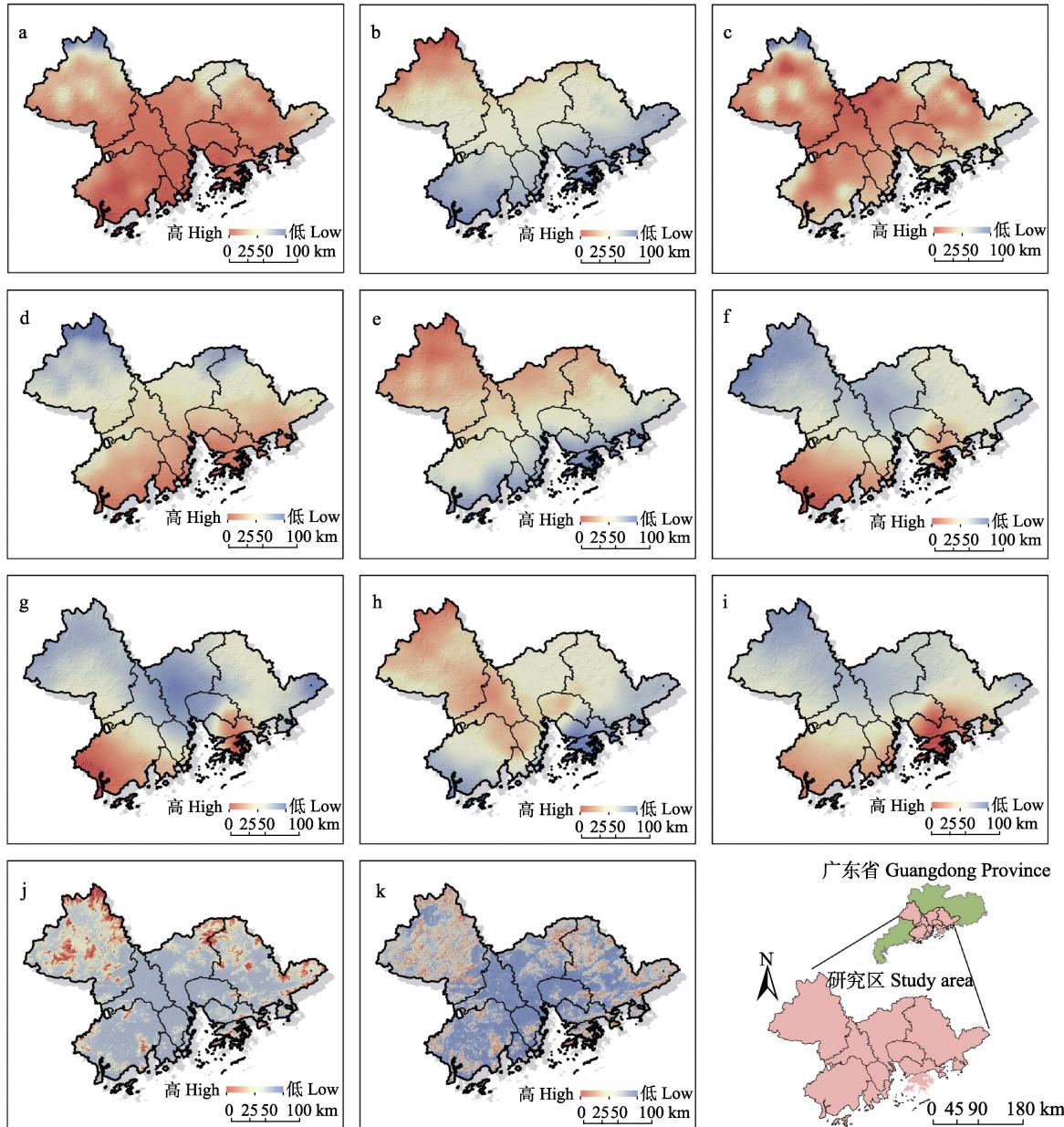


图1 粤港澳大湾区2015年非城市化环境因子(气候)。a: 年平均气温; b: 气温季节变化; c: 最暖月最高气温; d: 最冷月最低气温; e: 气温年变化; f: 年均降水量; g: 最湿月降水量; h: 最干月降水量; i: 降水量季节变化; j: 海拔; k: 坡度。

Fig. 1 Climate factors in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area during 2015. a, Annual mean temperature, AMT; b, Temperature seasonality, TS; c, Maximum temperature of the warmest month, MTWM; d, Minimum temperature of the coldest month, MTCM; e, Temperature annual range, TAR; f, Annual precipitation, AP; g, Precipitation of the wettest month, PWM; h, Precipitation of the driest month, PDM; i, Precipitation seasonality, PS; j, Elevation, ELEV; k, Slope, SLP.

布数据与各环境因子数据，首先建立其在2015年城市化进程情景下的分布模型，然后通过将城市化环境因子投影至2000年的城市化进程情景，得到该鸟类在该城市化进程情景中的分布模型。

针对每种鸟类，本研究选取80%的个体出现点记录作为训练数据进行分布预测，剩下的20%个体

出现点记录作为检验数据，用于模型预测效果的检验。在检验过程中，参照前人研究(Phillips & Anderson, 2006; Liu et al, 2013)，使用受试者工作特征曲线(receiver operating characteristic curve, ROC)及曲线下面积(area under the curve, AUC)作为模型优劣的标准，其中AUC > 0.9表明模型具有极佳精

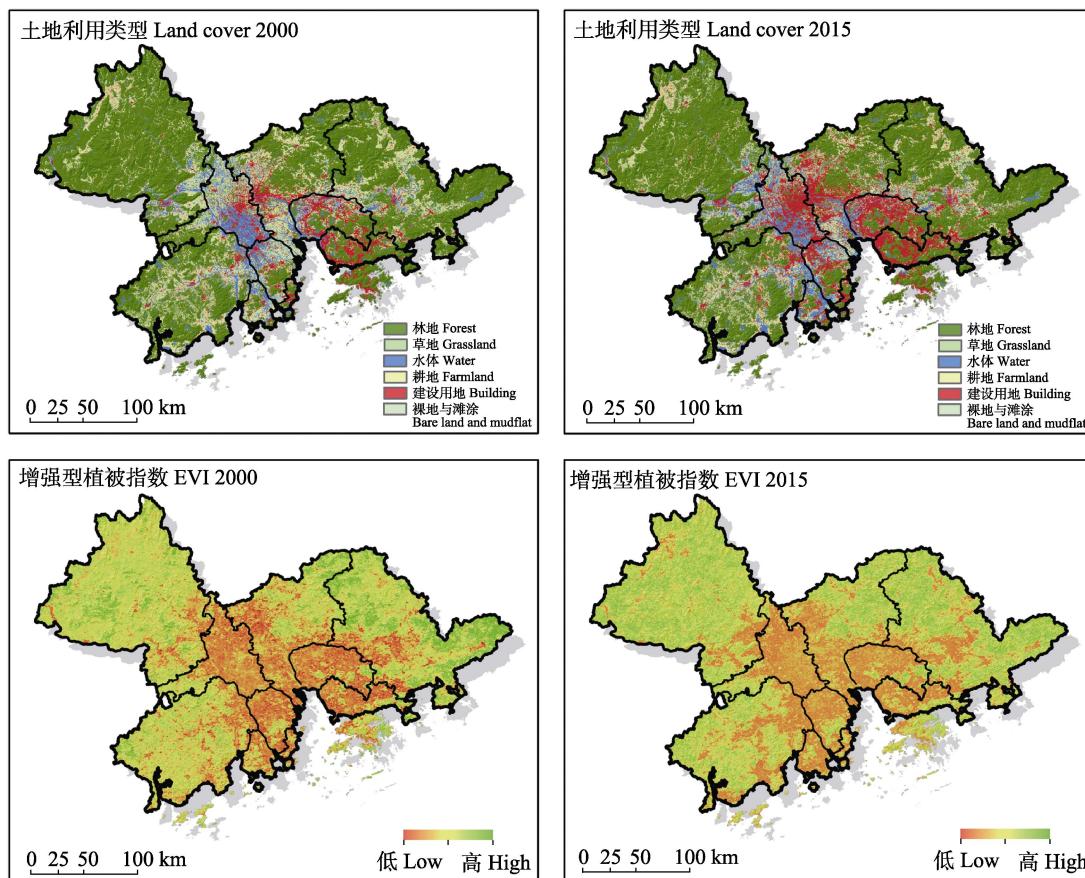


图2 粤港澳大湾区2000–2015年城市化环境因子变化(土地利用类型、增强型植被指数EVI)

Fig. 2 Changes of urbanization environmental factors (land cover, enhanced vegetation index, EVI) in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area from 2000 to 2015

度, $0.9 > \text{AUC} > 0.8$ 表明模型具有较佳精度, $0.8 > \text{AUC} > 0.7$ 表明模型精度中等, $\text{AUC} < 0.7$ 表明模型精度欠佳(Aráujo & New, 2007)。计算结果采用逻辑斯谛回归值(0–1), 反映栖息地适宜性或物种出现概率。

本研究通过交叉验证法为每个城市化进程情景下的每种鸟类构建了10个潜在分布模型(10次重复)。然后, 参照Aráujo和New (2007)、Marmion等(2009)的模型整合方法, 以每个模型的AUC值作为权重, 将同一城市化进程情景下的同一鸟类的所有分布模型进行加权计算, 以减少预测结果的不确定性, 来获得更精确的单一预测结果。

1.2.4 鸟类分布区识别

为了将预测结果从0–1的分布概率取值转化为(0, 1)的二项取值, 参照Luo等(2015)选择最小训练存在法作为阈值的确定方法。对于同一个物种在同一时间点的10个分布模型, 本研究选取了10次交叉

验证的平均阈值作为整合模型的阈值, 若某一栅格的分布概率大于这一阈值, 则认为物种在这一栅格内为“分布”, 反之则为“无分布”。

分别计算各城市化进程情景下鸟类的分布面积, 并计算其变化百分比((后一情景分布面积–前一情景分布面积)/前一情景分布面积)。

1.2.5 鸟类栖息地连通性

鸟类栖息地连通性的度量普遍使用图论法(Kindlmann & Burel, 2008; Minor & Urban, 2008), 即将潜在栖息地斑块以节点方式表达, 若节点间距在一定阈值内, 就以线段连接节点生成由线段连接节点的路径图, 在此基础上, 通过连接度指数评价并反映生态连接程度。本研究基于图论法原理, 选用等效连接面积(ECA)指数对分布区面积变化最大的4种鸟类的栖息地连通性进行了计算(为节省时间, 连通性的计算仅仅针对 10 km^2 以上的核心栖息地斑块进行)。其计算方式如下:

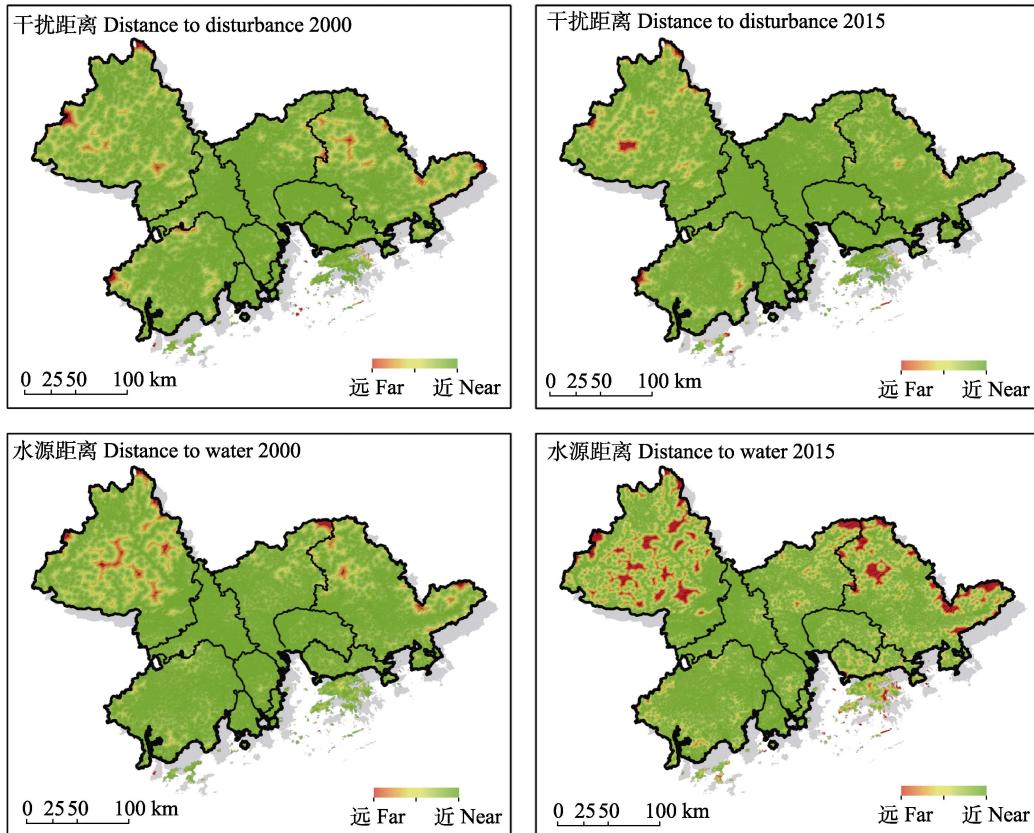


图3 粤港澳大湾区2000—2015年城市化环境因子变化(干扰距离、水源距离)

Fig. 3 Changes of urbanization environmental factors (distance to disturbance, distance to water) in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area from 2000 to 2015

$$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}} \quad (1)$$

其中, a_i 和 a_j 为斑块 i 、 j 的面积, p_{ij} 为 i 、 j 两斑块间最大的连接概率, 由两斑块间最小耗费路径距离转化而来, 对应距离范围为最远斑块之间距离的25%–75% (Saura et al, 2011)。

通过ECA的变化($dECA$)与栖息地面积的变化(dA)的比值 $rECA$ (relativized ECA), 可了解栖息地结构变化是如何对连接度产生影响的。 $rECA > 1$, 表明连接度变化程度超出栖息地面积随机变化对连接度的影响, 栖息地面积变化导致栖息地某些重要连接性组分的改变; 相对地, $rECA < 1$ 或 $rECA = 1$ 表示连接度的变化主要是由栖息地面积减少所导致, 栖息地变化是由原来栖息地的收缩或扩展所产生。

2 结果

2.1 城市化进程下环境因子的改变

从2000年到2015年间粤港澳大湾区土地利用

变化结果可以看出, 粤港澳大湾区建设用地面积增加得最多, 且主要集中在广州、佛山、中山、东莞、深圳等经济活跃的城市。从2000年至2015年大湾区土地利用类型发生明显改变(表1)。2000年最主要的3种土地类型依次为林地(占研究区总面积的61.16%)、耕地(21.50%)和水体(8.91%); 2015年则转变为林地(59.13%)、耕地(16.51%)和建设用地(14.81%)。15年间, 耕地、林地、水体等土地类型分别减少了各自面积的23.19%、3.22%和0.97%。减少比例最大的为耕地, 主要转为建设用地(19.40%), 达2,281.25 km², 其次是转为水体(9.92%)和林地(9.35%), 分别为1,166.84 km²和1,098.99 km²。林地的转出以耕地(3.47%)和建设用地(2.94%)为主, 分别为1,159.69 km²和982.76 km²。水体的转出以建设用地(16.25%)和耕地(9.88%)为主。

相反, 草地、建设用地、裸地与滩涂三类用地类型分别比各自面积增加了33.95%、80.34%和453.52%, 其中草地的增加主要源于林地的转入

表1 2000–2015年大湾区土地利用类型变化转移矩阵

Table 1 Matrix of the change of land use types in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area between 2000 and 2015

Land use types in 2000	2015年各土地利用类型面积 Areas of each land use type in 2015 (km ²)							
	草地 Grassland	耕地 Farmland	建设用地 Building	林地 Forest	裸地与滩涂 Bare land and mudflat	水体 Water	合计 Total	变化比例 Change proportion
草地 Grassland	41.78	3.48	10.34	10.54	0.60	2.09	68.82	33.95%
耕地 Farmland	4.28	7,189.09	2,281.25	1,098.99	18.08	1,166.84	11,758.51	-23.19%
建设用地 Building	4.08	193.32	4,029.98	201.58	2.59	61.64	4,493.19	80.34%
林地 Forest	38.37	1,159.69	982.76	30,786.88	235.41	252.75	33,455.86	-3.22%
裸地与滩涂 and mudflat	0.00	4.18	6.47	34.06	1.89	1.70	48.29	453.52%
水体 Water	3.69	481.67	792.11	246.15	8.74	3,341.68	4,874.04	-0.97%
合计 Total	92.19	9,031.43	8,102.90	32,378.20	267.30	4,826.70	54,698.71	

(38.37 km², 占2015年草地面积的41.63%); 建设用地增加主要源于耕地、林地和水体的转入, 分别占2015年建设用地面积的28.15%、12.13%和9.78%。

总体来看, 在不同土地类型的转入转出中, 总体面积保持相对稳定的是水体(-0.97%)和林地(-3.22%); 主要是因为, 林地虽然面积有所减少, 但也有1,098.99 km²的耕地、246.15 km²的水体和201.58 km²的建设用地转入。

以地区来看, 土地利用类型尤以广州、佛山、中山、东莞、深圳5市的变化最为明显, 而肇庆、江门、惠州等市变化相对较小(图2)。随着土地利用类型的变化, 大湾区平均干扰距离由 $2,248.85 \pm 2,403.32$ m下降至 $1,473.62 \pm 1,675.31$ m, 平均水源距离由 $1,945.69 \pm 2,172.48$ m下降至 $1,742.14 \pm 1,792.99$ m(图3)。平均EVI由 0.58 ± 0.19 下降至 0.51 ± 0.25 。

2.2 城市化进程对鸟类分布的影响

82种鸟类分布模型的平均AUC为 0.89 ± 0.05 , 表明所有分布模型均有较佳的预测精度。

结果显示, 矶鹬(*Actitis hypoleucos*)、红头长尾山雀(*Aegithalos concinnus*)、叉尾太阳鸟(*Aethopyga christinae*)等52种鸟类(占全部研究鸟类种数的63.41%)在城市化进程下分布区面积出现增加(附录3), 平均增加幅度为12.76%。这些鸟类大部分为常见城市伴生鸟类及各类水鸟。其中面积增加比例最高的为牛背鹭(*Bubulcus ibis*) (69.33%, 从47.27 km²增加到80.05 km²), 其次为苍鹭(*Ardea cinerea*) (53.27%, 从21.68 km²增加到33.22 km²)。八哥(*Acridotheres cristatellus*)、白胸苦恶鸟(*Amaurornis phoenicurus*)、田鹨(*Anthus richardi*)等30种鸟类(占全部研究鸟类种数的36.59%)在城市化进程下分布

区面积减少, 平均减少幅度为20.32%。这些鸟类大部分为以森林、农田为主要栖息生境的鸟类。其中, 面积减少比例最高的为乌鹃(*Surniculus lugubris*) (-42.50%), 其次为栗耳凤鹛(*Yuhina castaniceps*) (-38.80%) (图4)。

栖息地面积增加比例最高的牛背鹭和苍鹭的核心栖息地斑块数量分别由66和31减少为42和24, 栖息地面积减少比例最高的乌鹃和栗耳凤鹛的核心栖息地斑块数量分别由14和13增加为27和18。

2.3 城市化进程对鸟类栖息地连通性的影响

ECA结果显示, 乌鹃与栗耳凤鹛栖息地连通性随城市化进程而下降, 而牛背鹭与苍鹭的栖息地连通性则随城市化进程而上升(图5, 图6), 这与城市化进程下四种鸟类分布区的变化相一致。进一步将栖息地面积变化比例(*dA*)与连通性变化比例(*dECA*)进行比较(*rECA*)发现, 乌鹃与栗耳凤鹛的*rECA*值均小于1, 而牛背鹭与苍鹭则相反(表2)。该结果表明, 对于乌鹃与栗耳凤鹛, 其栖息地连通性的变化小于面积随机变化的影响, 而对于牛背鹭与苍鹭, 其栖息地连通性的变化远高于面积随机变化的影响。

3 讨论

城市化进程中粤港澳大湾区建设用地不断扩张, 自然生态系统和农业生态系统向城市生态系统不断转化(郭沫等, 2006), 林地、水体、耕地等用地减少, 草地、建设用地、裸地等用地增加, 以森林、农田为主要栖息生境的鸟类分布区面积减少, 城市伴生鸟类及各类水鸟分布面积增加。鸟类分布面积与土地利用类型密切相关, 鸟类栖息地连接度表现出与分布区相一致的变化趋势。土地利用的变化直

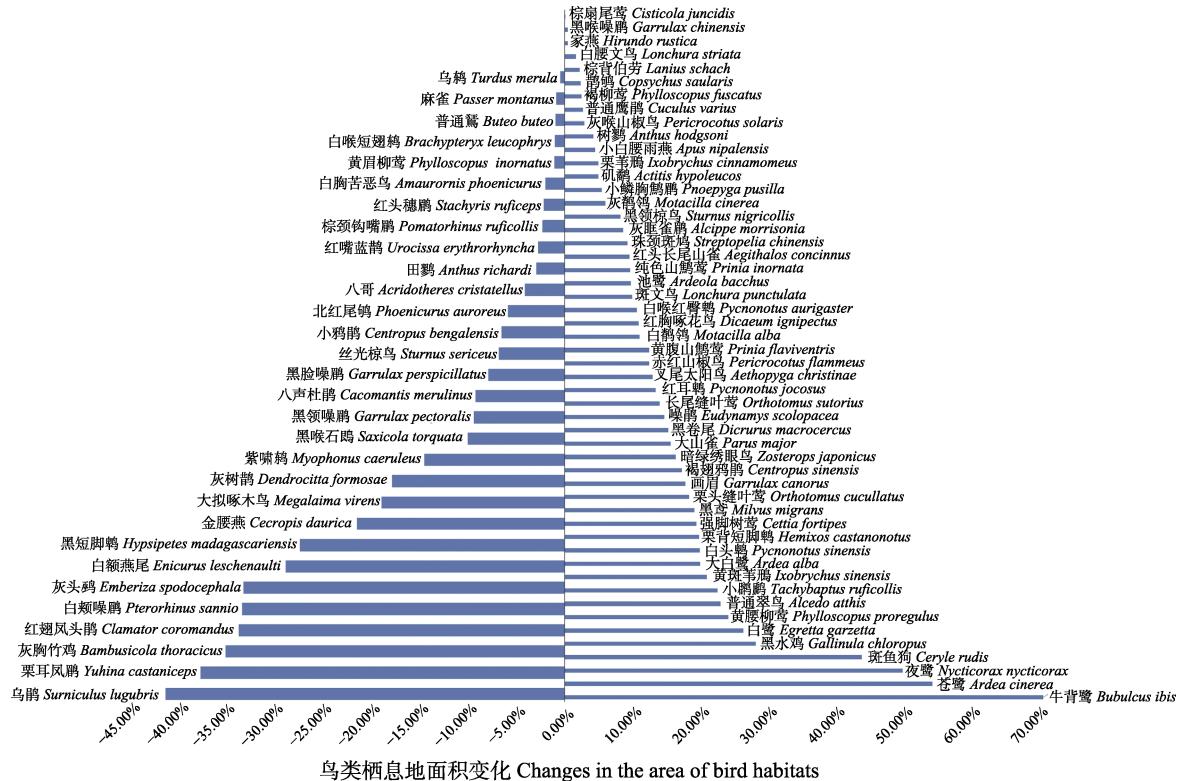


图4 2000–2015年大湾区城市化进程下鸟类栖息地面积变化

Fig. 4 Changes in the area of bird habitats in the process of urbanization of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area from 2000 to 2015

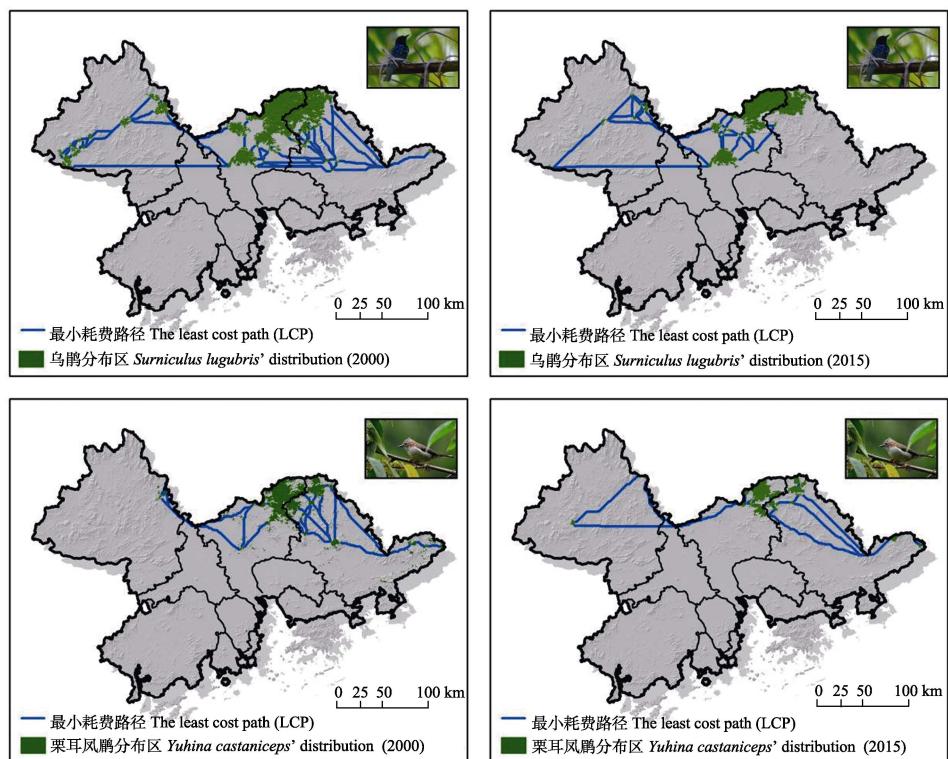


图5 2000–2015年粤港澳大湾区城市化进程下鸟类(乌鹃、栗耳凤鹛)栖息地核心斑块分布与斑块间最小耗费路径变化

Fig. 5 Distribution changes of the core patches of bird habitat (*Surniculus lugubris*, *Yuhina castaniceps*) and the least cost path among them under the process of urbanization in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area from 2000 to 2015

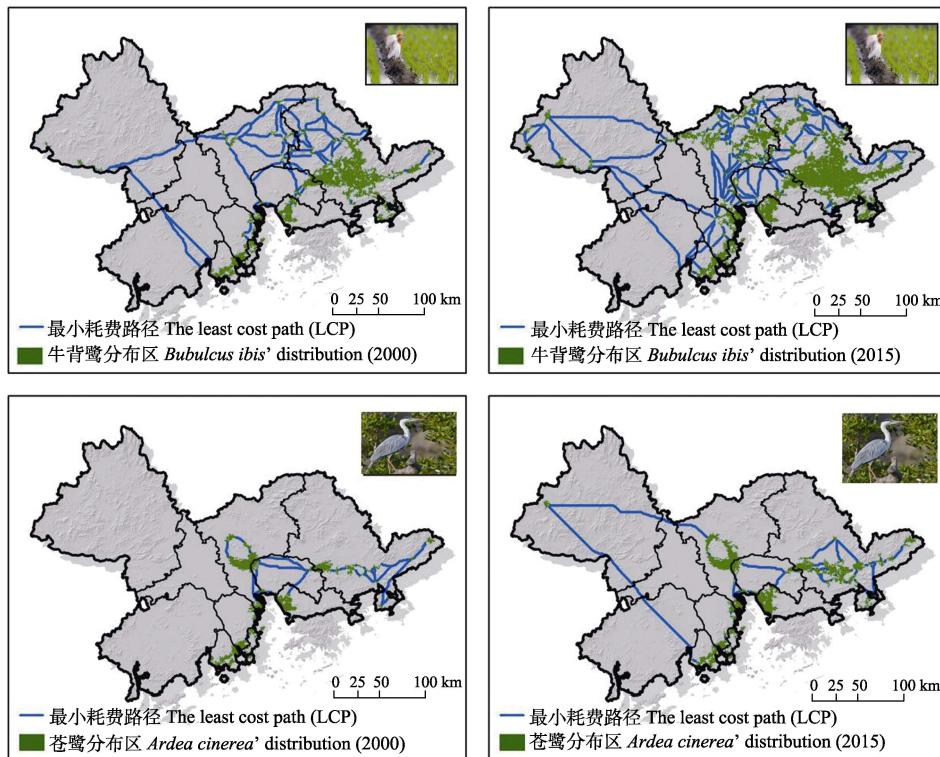


图6 城市化进程下鸟类栖息地核心斑块与斑块间最小耗费路径变化(牛背鹭、苍鹭)

Fig. 6 Changes in the core patch of bird habitat and the least cost path between the core patches under the process of urbanization (*Bubulcus ibis*, *Ardea cinerea*)

表2 2000–2015年大湾区4种代表性鸟类的分布面积与等效连接面积指数变化

Table 2 Changes of distribution area and the equivalent connected area index of the four representative bird species in Guangdong-Hong Kong-Greater Bay Area from 2000 to 2015.

物种 Species	分布面积 Distribution area			等效连接面积 The equivalent connected area (ECA) (km ²)		等效连接面积的变化 dECA	等效连接面积变化比值 rECA
	2000	2015	栖息地面积变化 The change of habitat area (dA)	2000	2015		
苍鹭 <i>Ardea cinerea</i>	21.68	33.22	0.53	1,140.81	2,150.92	0.89	1.66
牛背鹭 <i>Bubulcus ibis</i>	47.27	80.05	0.69	3,113.29	5,993.31	0.93	1.33
乌鹃 <i>Surniculus lugubris</i>	41.30	23.75	-0.43	3,506.69	2,152.00	-0.39	0.91
栗耳凤鹛 <i>Yuhina castaniceps</i>	17.65	10.80	-0.39	1,396.05	916.29	-0.34	0.88

接影响着鸟类的分布及其栖息地连通性的改变。

3.1 土地利用变化对鸟类分布的影响

城市化进程所带来的土地利用类型的急剧变化会改变生物和非生物资源的时空分布(欧阳志云和郑华, 2009), 从而直接影响物种的时空分布。与前人研究结论相似, 物种对城市化进程所带来的土地利用等环境变化的响应并不一致(McMahon et al., 2015; 杨丹和王文杰, 2019; 赵宁等, 2020)。

在选择研究的82种鸟类中, 有30种鸟类的分布区面积随着城市化进程而减少, 而有52种鸟类的分

布区面积随着城市化进程表现出不同程度的增加。这主要是由于不同鸟类对城市化进程中不同环境因子的适应性差异决定的(徐沙等, 2013)。例如, 乌鹃、大拟啄木鸟(*Psilopogon virens*)、白额燕尾(*Enicurus leschenaultia*)、白喉短翅鸫(*Brachypteryx leucophrys*)、栗耳凤鹛等林栖鸟类喜好密闭植被环境, 并回避人类活动干扰。随着大湾区城市化进程推进, 林地面积减少, 植被覆盖度下降, 人类干扰距离缩短, 这些鸟类的适宜栖息地减少。同时, 如麻雀(*Passer montanus*)、田鹨、金腰燕(*Cecropis*

daurica)等喜欢在农田耕地环境中栖息、觅食的鸟类随耕地面积减少其分布面积也有所下降。而普通翠鸟(*Alcedo atthis*)、斑鱼狗(*Ceryle rudis*)、池鹭(*Ardeola bacchus*)、苍鹭、夜鹭(*Nycticorax nycticorax*)、大白鹭(*Ardea alba*)、黑水鸡(*Gallinula chloropus*)等涉禽水鸟的分布面积随着围填海过程中所带来的滩涂荒地等裸地面积的增加而增加; 白头鹎(*Pycnonotus sinensis*)、红耳鹎(*P. jocosus*)、白鹡鸰(*Motacilla alba*)、暗绿绣眼鸟(*Zosterops japonicas*)等习惯城市栖息环境的“伴人鸟类”随着城区面积扩张, 其分布区均不同程度的增加。

此外, 部分鸟类物种栖息地面积与斑块数量往往呈现相反的变化趋势(如牛背鹭、乌鹃), 这可能是因为随着栖息地面积的增加, 更多的斑块被连接形成了更大的斑块, 反之依然。

3.2 土地利用变化对鸟类栖息地连通性的影响

通过分别对分布区增减幅度最高的各两种鸟类的ECA指数分析发现, 随着栖息地分布区的改变, 鸟类栖息地连接度均有不同程度的变化, 而其变化趋势与分布区的变化相一致, 亦即分布区面积增加连接度上升, 而分布区面积减少连接度下降。这可能是由于栖息地面积的增加导致可用连接区域的上升所引起(Dilts et al, 2016), 反之亦然。由于ECA指数具有面积特性, 因此可以通过将其变化与分布区变化进行直接对比, 以进一步探讨连接度变化发生的原因。本研究的结果显示, 对于乌鹃与栗耳凤鹛这两种分布于大湾区北部、西北部等大片森林区域的典型林栖鸟类而言, 由于大湾区城市化进程并未导致大片林地消失, 林地面积下降并非十分显著, 因此, 城市化对这两种鸟类栖息地连通性的影响主要来自原有栖息地斑块的收缩, 连接度变化并未超出分布面积变化。而对于牛背鹭与池鹭这两种分布于大湾区南部各河岸海滩及湖泊水库周边滩涂的水鸟而言, 随着城市化推进, 滩涂荒地等裸地的面积增加, 其生境斑块数量出现明显增加。当这些新增栖息地斑块出现在原有栖息地斑块之间时, 将起到踏脚石的作用, 显著提高了栖息地的连通性, 其对整体栖息地连通性的作用要远远高出其面积变化所带来的影响(Ma et al, 2010)。因此, 两者栖息地连接度的变化要远高于分布区面积变化。恢复物种潜在栖息地不仅需要扩大其斑块面积, 更需要从连

接度的角度出发, 设计和增加一些具有特殊意义和作用的斑块以增加连通性, 实现空间和功能上的合理镶嵌, 从而完善生态网络, 真正实现生物多样性保护。

3.3 建议和展望

由于社会经济发展水平差异, 土地利用变化的内在驱动力也不同。粤港澳大湾区是中国开放程度最高、经济活力最强的区域之一, 经济要素是影响城市空间扩张和土地利用类型变化的主要驱动力(陈江实浩和杨木壮, 2017)。

随着城市化的发展, 我国沿海地区存在不同程度的填海造地(高梅和曾辉, 2012), 以满足城市扩张对建筑用地的需求, 导致水体不断减少, 海岸带变化剧烈, 直接影响了相邻的海陆生态环境。城市化进程导致湾区内自然生态空间不断受到挤压(王文静等, 2020), 生态系统破碎化程度不断增加, 林地和耕地的减少导致喜好密闭植被环境的林栖鸟类和依赖耕地觅食的鸟类分布区面积减少, 分布区面积减少进而导致这些鸟类栖息地连接度的降低, 栖息地破碎化程度如果持续加剧, 一些专化种可能被泛化种所替代, 从而导致物种的局域灭绝(Bonier et al, 2007)。为保护粤港澳大湾区生物多样性, 后续研究可对城市化进程中其生境质量变化进行评估, 根据评估结果构建鸟类生态廊道和生物多样性保护网络, 从而维持大湾区区域生态系统的安全和稳定。

值得注意的是, 本文主要关注栖息地的空间格局和连通性, 并未对物种的移动能力进行区分, 实际上水鸟和林鸟的扩散能力不同, 其对生境斑块连通性变化的响应也会不同, 未来的研究有必要从景观连通性和鸟类移动能力两方面综合考虑城市化的影响, 从而更好地反映实际情况。本研究受限于数据获取, 将大湾区行政区划边界作为研究区边界, 忽略了边界外的环境因子可能带来的影响, 未来研究需进一步解决此问题。此外, 本次研究仅选择了82种大湾区内最为常见的鸟类作为研究对象, 对于一些如白鹇等的珍稀濒危鸟类, 由于点位信息的不足或缺乏, 而未能进行建模预测分析, 但这并非意味着这些鸟类受城市化影响不大, 相反, 珍稀濒危物种由于对栖息地环境选择更为严格(Ghosal & Hossain, 2011; Zhang KL et al, 2018; Zhang YK et al, 2018), 其分布区更为狭小, 受气候变化与城市化等

环境变迁影响相对于广域分布鸟类而言更大(白雪红等, 2019), 需要作为未来研究的一个重点予以关注。

致谢: 感谢广东省野生动物调查监测与生态修复工程技术研究中心对本研究的支持, 同时感谢广东省城乡规划设计研究院对本文环境数据获取的协助。

ORCID

- 张琼悦  <https://orcid.org/0000-0003-0385-4039>
丁志锋  <https://orcid.org/0000-0001-6631-5046>
肖荣波  <https://orcid.org/0000-0001-7297-7679>
吴政浩  <https://orcid.org/0009-0001-4342-831X>
张语克  <https://orcid.org/0000-0003-0441-6591>
梁健超  <https://orcid.org/0000-0001-9311-0150>

参考文献

- Alagador D, Cerdeira JO, Araújo MB (2016) Climate change, species range shifts and dispersal corridors: An evaluation of spatial conservation models. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 853–866.
- Aráujo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22, 42–47.
- Bai XH, Wang WJ, Jiang WG, Shi HD, Chen K, Chen M (2019) Simulation of potential suitable distribution of endangered waterfowl and its gap analysis of national nature reserves in Beijing-Tianjin-Hebei region under climate change scenarios. *Research of Environmental Sciences*, 32, 1001–1011. (in Chinese with English abstract) [白雪红, 王文杰, 蒋卫国, 师华定, 陈坤, 陈民 (2019) 气候变化背景下京津冀地区濒危水鸟潜在适宜区模拟及保护空缺分析. *环境科学研究*, 32, 1001–1011.]
- Bonier F, Martin PR, Wingfield JC (2007) Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology Letters*, 3, 670–673.
- Brodie JF, Paxton M, Nagulendran K, Balamurugan G, Clements GR, Reynolds G, Jain A, Hon J (2016) Connecting science, policy, and implementation for landscape-scale habitat connectivity. *Conservation Biology*, 30, 950–961.
- Chen JSH, Yang MZ (2017) Characteristics and driving factors of land use transfer in economically developed coastal regions—A case of Nanshan District, Shenzhen. *Territory & Natural Resources Study*, (2), 41–44. (in Chinese with English abstract) [陈江实浩, 杨木壮 (2017) 沿海经济发达地区土地利用转移特征及驱动因素: 以深圳市南山区为例. *国土与自然资源研究*, (2), 41–44.]
- Cumming GS, Buerkert A, Hoffmann EM, Schlecht E, von Cramon-Taubadel S, Tscharntke T (2014) Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, 515, 50–57.
- Ding ZF, Liang JC, Feng YJ, Liu JC, Hu HJ (2020) Functional and phylogenetic diversity of birds in urban habitat patches in Macao, China. *Chinese Journal of Ecology*, 39, 1238–1247. (in Chinese with English abstract) [丁志锋, 梁健超, 冯永军, 刘金成, 胡慧建 (2020) 澳门城市栖息地斑块中鸟类群落功能和谱系多样性. *生态学杂志*, 39, 1238–1247.]
- Dilts TE, Weisberg PJ, Leitner P, Matocq MD, Inman RD, Nussear KE, Esque TC (2016) Multiscale connectivity and graph theory highlight critical areas for conservation under climate change. *Ecological Applications*, 26, 1223–1237.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JM, Townsend Peterson A, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151.
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43–57.
- Fang CL, Liu HM, Li GD (2016) International progress and evaluation on interactive coupling effects between urbanization and the eco-environment. *Journal of Geographical Sciences*, 26, 1081–1116.
- Feng SS, Fan FL (2018) Spatiotemporal changes of landscape pattern using impervious surface in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 29, 2907–2914. (in Chinese with English abstract) [冯珊珊, 樊风雷 (2018) 基于不透水面的粤港澳大湾区景观格局时空变化. *应用生态学报*, 29, 2907–2914.]
- Gao M, Zeng H (2012) Dynamic change of the shoreline in Shenzhen during 1986–2020. *Tropical Geography*, 32, 274–279. (in Chinese) [高梅, 曾辉 (2012) 深圳市1986–2020年间海岸线动态变化特征及成因分析. *热带地理*, 32, 274–279.]
- Ghosal TK, Hossain S (2011) Conservation of globally threatened migratory waders through restoration of wetlands in an ecologically critical area—An experience from St. Martin's Island, Bangladesh. *China Wetland Culture Festival and Asian Wetland Forum*, Wuxi, Jiangsu. (in Chinese with English abstract) [Ghosal TK, Hossain S (2011) 孟加拉圣马丁岛恢复湿地生态关键区保护全球濒危迁徙涉禽的经验. *中国湿地文化节暨亚洲湿地论坛*, 江苏无锡.]
- Gibson L, Mcneill A, Tores P, Wayne A, Yates C (2010) Will future climate change threaten a range restricted endemic species, the quokka (*Setonix brachyurus*), in south west Australia? *Biological Conservation*, 143, 2453–2461.

- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186.
- Guo L, Xia BC, Liu WQ, Jiang XD (2006) Spatio-temporal change and gradient differentiation of landscape pattern in Guangzhou City during its urbanization. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 1671–1676. (in Chinese with English abstract) [郭泺, 夏北成, 刘蔚秋, 江学顶 (2006) 城市化进程中广州市景观格局的时空变化与梯度分异. 应用生态学报, 17, 1671–1676.]
- Hu JH, Hu HJ, Jiang ZG (2010) The impacts of climate change on the wintering distribution of an endangered migratory bird. *Oecologia*, 164, 555–565.
- Kindlmann P, Burel F (2008) Connectivity measures: A review. *Landscape Ecology*, 23, 879–890.
- Kong WY, Li XH, Zou HF (2019) Optimizing MaxEnt model in the prediction of species distribution. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 30, 2116–2128. (in Chinese with English abstract) [孔维尧, 李欣海, 邹红菲 (2019) 最大熵模型在物种分布预测中的优化. 应用生态学报, 30, 2116–2128.]
- Liu CR, White M, Newell G (2013) Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40, 778–789.
- Luo ZH, Jiang ZG, Tang SH (2015) Impacts of climate change on distributions and diversity of ungulates on the Tibetan Plateau. *Ecological Applications*, 25, 24–38.
- Ma ZJ, Cai YT, Li B, Chen JK (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, 30, 15–27.
- Man WD, Liu MY, Wang ZM, Mao DH, Tian YL, Jia MM, Li X, Ren CY, Ouyang L (2017) Dynamics of habitat suitability for waterfowls from 1990 to 2015 in the ecological function zone of Sanjiang Plain, Northeast China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 28, 4083–4091. (in Chinese with English abstract) [满卫东, 刘明月, 王宗明, 毛德华, 田艳林, 贾明明, 李想, 任春颖, 欧阳玲 (2017) 1990–2015年三江平原生态功能区水禽栖息地适宜性动态. 应用生态学报, 28, 4083–4091.]
- Marmion M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W (2009) The performance of state-of-the-art modelling techniques depends on geographical distribution of species. *Ecological Modelling*, 220, 3512–3520.
- McMahon R, Stauffacher M, Knutti R (2015) The unseen uncertainties in climate change: Reviewing comprehension of an IPCC scenario graph. *Climatic Change*, 133, 141–154.
- Minor ES, Urban DL (2008) A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology*, 22, 297–307.
- Opdam P, Wascher D (2004) Climate change meets habitat fragmentation: Linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117, 285–297.
- Ouyang ZY, Zheng H (2009) Ecological mechanisms of ecosystem services. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 6183–6188. (in Chinese with English abstract) [欧阳志云, 郑华 (2009) 生态系统服务的生态学机制研究进展. 生态学报, 29, 6183–6188.]
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Sala OE, Chapin FS III, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.
- Saura S, Estreguil C, Mouton C, Freire MR (2011) Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11, 407–416.
- Shcheglovitova M, Anderson RP (2013) Estimating optimal complexity for ecological niche models: A Jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecological Modelling*, 269, 9–17.
- Thuiller W, Broennimann O, Hughes G, Alkemade JRM, Midgley GF, Corsi F (2006) Vulnerability of African mammals to anthropogenic climate change under conservative land transformation assumptions. *Global Change Biology*, 12, 424–440.
- Wang CX, He JH, Liu DF, Yu XB, Shi QQ (2022) Impact of land use change on bird habitat connectivity: A case study in Ezhou City. *Acta Ecologica Sinica*, 42, 4197–4208. (in Chinese with English abstract) [王春晓, 何建华, 刘殿锋, 于秀波, 石青青 (2022) 土地利用变化对鸟类栖息地连通性的影响——以鄂州市为例. 生态学报, 42, 4197–4208.]
- Wang WJ, Han BL, Zheng H, Ouyang ZY (2020) Evolution and simulation of ecosystem patterns in Guangdong-Hong Kong-Macau Bay Area. *Acta Ecologica Sinica*, 40, 3364–3374. (in Chinese with English abstract) [王文静, 韩宝龙, 郑华, 欧阳志云 (2020) 粤港澳大湾区生态系统格局变化与模拟. 生态学报, 40, 3364–3374.]
- Watling JI, Nowakowski AJ, Donnelly MA, Orrock JL (2011) Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 209–217.
- Xu S, Xu ZQ, Cui J, Yu XP (2013) Impact of urbanization on avian diversity in different landscapes in Xi'an City. *Chinese Journal of Wildlife*, 34, 327–330. (in Chinese with English abstract) [徐沙, 许志强, 崔进, 于晓平 (2013) 城市化对西安市不同景观鸟类多样性的影响. 野生动物, 34, 327–330.]
- Yang D, Wang WJ (2019) Changes and driving forces of Anatidae's potential habitat connectivity in Beijing-Tianjin-Hebei region from 1980 to 2015. *Research of Environmental Sciences*, 32, 547–556. (in Chinese with English abstract) [杨丹, 王文杰 (2019) 1980–2015年京津冀地区雁鸭类潜

- 在栖息地连接度变化及驱动因素. 环境科学研究, 32, 547–556.]
- Yang XQ, Kushwaha SPS, Saran S, Xu JC, Roy PS (2013) MaxEnt modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant, *Justicia adhatoda* L. in Lesser Himalayan foothills. Ecological Engineering, 51, 83–87.
- Zhang JP, Zhang YL, Liu LS, Nie Y (2011) Predicting potential distribution of Tibetan spruce (*Picea smithiana*) in Qomolangma (Mount Everest) National Nature Preserve using maximum entropy niche-based model. Chinese Geographical Science, 21, 417–426.
- Zhang KL, Yao LJ, Meng JS, Tao J (2018) MaxEnt modeling for predicting the potential geographical distribution of two peony species under climate change. Science of the Total Environment, 634, 1326–1334.
- Zhang YK, Mathewson PD, Zhang QY, Porter WP, Ran JH (2018) An ecophysiological perspective on likely giant panda habitat responses to climate change. Global Change Biology, 24, 1804–1816.
- Zhao N, Xia SX, Yu XB, Duan HL, Li JP, Chen YH (2020) Habitat suitability assessment of shorebirds in Bohai Bay coast using MaxEnt model. Chinese Journal of Ecology, 39, 194–205. (in Chinese with English abstract) [赵宁, 夏少霞, 于秀波, 段后浪, 李瑾璞, 陈亚恒 (2020) 基于MaxEnt模型的渤海湾沿岸鸻鹬类栖息地适宜性评价. 生态学杂志, 39, 194–205.]
- Zhou DQ, Fung T, Chu LM (2012) Avian community structure of urban parks in developed and new growth areas: A landscape-scale study in Southeast Asia. Landscape and Urban Planning, 108, 91–102.

(责任编辑: 王彦平 责任编辑: 闫文杰)

附录 Supplementary Material

附录1 鸟类分布模型模拟结果统计

Appendix 1 Statistical results of bird distribution model

<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2022161-1.pdf>

附录2 用于物种分布模型模拟的环境因子

Appendix 2 Environmental factors used in species distribution models

<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2022161-2.pdf>

附录3 城市化背景下鸟类分布区变化

Appendix 3 Changes in bird distribution areas under the background of urbanization

<https://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2022161-3.pdf>

附录1 鸟类分布模型模拟结果统计

Appendix 1 Statistical results of bird distribution model

物种 Species	受试者曲线下面积 Area under the curve (AUC)	分布区面积 Distribution area (km ²)		变化比例 Change proportion	
		2000	2015		
灰胸竹鸡	<i>Bambusicola thoracicus</i>	0.91	46.58	29.75	-36.14%
小鹀	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	0.88	65.81	80.41	22.18%
珠颈斑鸠	<i>Streptopelia chinensis</i>	0.87	81.31	88.74	9.14%
小白腰雨燕	<i>Apus nipalensis</i>	0.84	80.37	83.96	4.46%
褐翅鸦鹃	<i>Centropus sinensis</i>	0.93	94.89	111.03	17.00%
小鸦鹃	<i>Centropus bengalensis</i>	0.89	98.35	91.75	-6.71%
红翅凤头鹃	<i>Clamator coromandus</i>	0.92	51.87	33.86	-34.71%
噪鹛	<i>Eudynamys scolopaceus</i>	0.87	75.54	86.47	14.47%
八声杜鹃	<i>Cacomantis merulinus</i>	0.78	100.48	90.94	-9.49%
乌鹃	<i>Surniculus lugubris</i>	0.96	41.30	23.75	-42.50%
普通鹰鹃	<i>Hierococcyx varius</i>	0.93	46.94	48.20	2.68%
白胸苦恶鸟	<i>Amaurornis phoenicurus</i>	0.85	93.35	91.47	-2.02%
黑水鸡	<i>Gallinula chloropus</i>	0.87	66.74	85.23	27.70%
矶鹬	<i>Actitis hypoleucos</i>	0.95	36.66	38.47	4.95%
黄斑苇鳽	<i>Ixobrychus sinensis</i>	0.92	147.00	177.34	20.64%
栗苇鳽	<i>Ixobrychus cinnamomeus</i>	0.87	74.57	78.24	4.92%
夜鹭	<i>Nycticorax nycticorax</i>	0.94	46.76	69.65	48.95%
池鹭	<i>Ardeola bacchus</i>	0.90	101.28	111.05	9.64%
牛背鹭	<i>Bubulcus ibis</i>	0.92	47.27	80.05	69.33%
苍鹭	<i>Ardea cinerea</i>	0.95	21.68	33.22	53.27%
大白鹭	<i>Ardea alba</i>	0.95	38.07	45.54	19.63%
白鹭	<i>Egretta garzetta</i>	0.93	54.20	68.24	25.91%
黑鸢	<i>Milvus migrans</i>	0.88	55.93	66.47	18.84%
普通鵟	<i>Buteo japonicus</i>	0.90	46.06	45.63	-0.94%
普通翠鸟	<i>Alcedo atthis</i>	0.89	80.26	98.42	22.63%
斑鱼狗	<i>Ceryle rudis</i>	0.93	26.56	38.00	43.08%
大拟啄木鸟	<i>Psilopogon virens</i>	0.96	38.03	30.62	-19.47%
灰喉山椒鸟	<i>Pericrocotus solaris</i>	0.81	84.15	86.59	2.89%
赤红山椒鸟	<i>Pericrocotus flammeus</i>	0.92	156.40	175.59	12.27%
黑卷尾	<i>Dicrurus macrocercus</i>	0.89	69.86	80.37	15.04%
棕背伯劳	<i>Lanius schach</i>	0.84	95.29	97.40	2.22%
红嘴蓝鹊	<i>Urocissa erythrorhyncha</i>	0.80	95.80	93.14	-2.78%
灰树鹊	<i>Dendrocitta formosae</i>	0.97	29.18	23.82	-18.37%
大山雀	<i>Parus cinereus</i>	0.84	93.73	108.14	15.38%
棕扇尾莺	<i>Cisticola juncidis</i>	0.94	41.32	41.34	0.05%
黄腹山鹪莺	<i>Prinia flaviventris</i>	0.90	156.40	175.59	12.27%
纯色山鹪莺	<i>Prinia inornata</i>	0.81	87.98	96.35	9.52%
长尾缝叶莺	<i>Orthotomus sutorius</i>	0.82	97.52	110.97	13.79%
小鳞胸鹪鹛	<i>Pnoepyga pusilla</i>	0.95	42.02	44.30	5.43%

物种 Species	受试者曲线下面积 Area under the curve (AUC)	分布区面积 Distribution area (km ²)		变化比例 Change proportion
		2000	2015	
家燕	<i>Hirundo rustica</i>	0.86	75.16	75.54 0.51%
金腰燕	<i>Cecropis daurica</i>	0.89	114.36	89.10 -22.09%
红耳鹎	<i>Pycnonotus jocosus</i>	0.85	108.47	122.79 13.21%
白头鹎	<i>Pycnonotus sinensis</i>	0.81	86.49	103.44 19.61%
白喉红臀鹎	<i>Pycnonotus aurigaster</i>	0.85	87.72	96.92 10.49%
栗背短脚鹎	<i>Hemixos castanonotus</i>	0.93	23.46	28.03 19.51%
黑短脚鹎	<i>Hypsipetes leucocephalus</i>	0.97	25.62	18.40 -28.18%
褐柳莺	<i>Phylloscopus fuscatus</i>	0.84	82.92	84.99 2.50%
黄腰柳莺	<i>Phylloscopus proregulus</i>	0.89	49.28	60.98 23.74%
黄眉柳莺	<i>Phylloscopus inornatus</i>	0.95	22.97	22.73 -1.07%
栗头织叶莺	<i>Phyllergates cucullatus</i>	0.85	107.84	127.31 18.06%
强脚树莺	<i>Horornis fortipes</i>	0.92	66.34	79.04 19.13%
红头长尾山雀	<i>Aegithalos concinnus</i>	0.84	74.28	81.27 9.41%
栗耳凤鹛	<i>Yuhina castaniceps</i>	0.90	17.65	10.80 -38.80%
暗绿绣眼鸟	<i>Zosterops japonicus</i>	0.86	84.43	98.01 16.09%
棕颈钩嘴鹛	<i>Pomatorhinus ruficollis</i>	0.90	75.38	73.62 -2.34%
红头穗鹛	<i>Cyanoderma ruficeps</i>	0.93	51.57	50.45 -2.17%
灰眶雀鹛	<i>Alcippe morrisonia</i>	0.94	44.97	48.80 8.53%
画眉	<i>Garrulax canorus</i>	0.87	67.64	79.50 17.53%
黑脸噪鹛	<i>Garrulax perspicillatus</i>	0.87	82.52	75.82 -8.11%
黑领噪鹛	<i>Garrulax pectoralis</i>	0.94	37.93	34.27 -9.66%
黑喉噪鹛	<i>Garrulax chinensis</i>	0.85	57.63	57.92 0.49%
白颊噪鹛	<i>Garrulax sannio</i>	0.83	84.82	55.67 -34.37%
八哥	<i>Acridotheres cristatellus</i>	0.88	78.99	75.67 -4.20%
丝光椋鸟	<i>Spodiopsar sericeus</i>	0.91	79.18	73.65 -6.98%
黑领椋鸟	<i>Gracupica nigricollis</i>	0.90	74.18	80.22 8.14%
乌鸫	<i>Turdus mandarinus</i>	0.92	53.13	52.90 -0.43%
白喉短翅鸫	<i>Brachypteryx leucophrys</i>	0.95	51.98	51.46 -1.00%
鹟	<i>Copsychus saularis</i>	0.84	95.88	98.13 2.35%
北红尾鸲	<i>Phoenicurus auroreus</i>	0.89	81.00	76.12 -6.02%
紫啸鹟	<i>Myophonus caeruleus</i>	0.90	64.38	54.78 -14.92%
白额燕尾	<i>Enicurus leschenaulti</i>	0.96	34.67	24.36 -29.73%
黑喉石鵖	<i>Saxicola maurus</i>	0.89	72.39	64.94 -10.30%
红胸啄花鸟	<i>Dicaeum ignipectus</i>	0.97	25.33	28.06 10.77%
叉尾太阳鸟	<i>Aethopyga christinae</i>	0.86	80.80	91.15 12.80%
白腰文鸟	<i>Lonchura striata</i>	0.83	84.79	86.22 1.68%
斑文鸟	<i>Lonchura punctulata</i>	0.86	93.05	102.20 9.83%
麻雀	<i>Passer montanus</i>	0.87	85.52	84.77 -0.88%
灰鹡鸰	<i>Motacilla cinerea</i>	0.80	97.58	103.34 5.91%
白鹡鸰	<i>Motacilla alba</i>	0.85	90.48	100.36 10.91%
田鹨	<i>Anthus richardi</i>	0.95	27.92	27.09 -2.97%

物种 Species	受试者曲线下面积 Area under the curve (AUC)	分布区面积 Distribution area (km ²)		变化比例 Change proportion
		2000	2015	
树鹨 <i>Anthus hodgsoni</i>	0.86	97.74	101.85	4.21%
灰头鹀 <i>Emberiza spodocephala</i>	0.84	57.20	37.63	-34.22%

附录2 用于物种分布模型模拟的环境因子

Appendix 2 Environmental factors used in species distribution models

环境因子 Environmental factors	缩写 Abbreviation	单位 Unit
非城市化环境因子 Non urbanized environmental factors		
年平均气温 Annual mean temperature	AMT	°C
气温季变化 Temperature seasonality	TS	°C
最暖月最高气温 Maximum temperature of the warmest month	MTWM	°C
最冷月最低气温 Minimum temperature of the coldest month	MTCM	°C
气温年变化 Temperature annual range	TAR	°C
年均降水量 Annual precipitation	AP	mm
最湿月降水量 Precipitation of the wettest month	PWM	mm
最干月降水量 Precipitation of the driest month	PDM	mm
降水量季节变化 Precipitation seasonality	PS	mm
海拔 Elevation	ELEV	m
坡度 Slope	SLP	°
城市化环境因子 Urbanized environmental factors		
土地利用类型 Land cover	LC	—
增强型植被指数 Enhanced vegetation index	EVI	—
水源距离 Distance to water	DW	m
干扰距离 Distance to disturbance	DD	m

附录3 城市化背景下鸟类分布区变化

Appendix 3 Changes in bird distribution areas under the background of urbanization

