基于物种适生性评估的城市野生动物生境网络“源地”识别

——以上海市青浦区为例

翟启明[1,4] 董大正[2] 俞霖琳[3] 干 靓[1,4]

(1. 同济大学建筑与城市规划学院，上海 200092；2. 上海市野生动植物和自然保护地研究中心，上海 202162；3. 大自然保护协会（TNC），北京 100600；4. 自然资源部国土空间智能规划技术重点实验室，上海 200092)

摘要：【目的】构建物种适生性评估方法，识别城市局地尺度野生动物生境网络“源地”，促进城市生物多样性保护。【方法】以上海市青浦区为例，基于高清遥感卫星影像以及人口、道路、物种信息等多源数据，明确代表物种筛选、生境分类与干扰指数分析原则，定量测算生境斑块对物种的支持水平及其受人为干扰的影响程度，确定野生动物生境网络“源地”。【结果】研究区域具有高物种适生价值的“源地”195.8 km^2。农田生境是“源地”的主要来源；城镇生境周边的自然或半自然生境可发挥“源地”作用，但越靠近城镇，“源地”面积越小且分布更为分散。【结论】基于城市野生动物栖息地适宜生境和关键物种间的耦合性，建立“生境分类-代表物种选取-生境物种支持水平测算-人为干扰测算-源栖息地识别”的技术方法，可为在城市局地尺度空间规划中落实生物多样性保护行动提供参考。

关键词：物种适生性；生境分类；人为干扰；“源地”识别；城市生物多样性保护

DOI：10.12169/zgcsly.2026.01.26.0001

Identifying Source Areas in Urban Wildlife Habitat Networks Based on Species Habitat-Suitability Assessment: A Case Study of Qingpu District, Shanghai

Zhai Qiming[1,4] Dong Dazheng[2] Yu Linlin[3] Gan Jing[1,4]

(1. College of Architecture and Urban Planning, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Shanghai Wildlife and Protected Natural Areas Research Center, Shanghai 202162, China; 3. The Nature Conservancy, Beijing 100600, China; 4. Key Laboratory of Spatial Intelligent Planning Technology, Ministry of Natural Resources of the People's Republic of China, Shanghai 200092, China)

Abstract: 【Objective】 This study aimed to develop a species habitat-suitability assessment approach for identifying source areas within urban wildlife habitat networks at the local urban scale, thereby supporting urban biodiversity conservation. 【Method】 The analysis was conducted at the local scale in Qingpu District, Shanghai. High-resolution satellite imagery was combined with multi-source data on population distribution, road networks, and species records. We first developed criteria for selecting representative species, classifying habitat types, and assessing anthropogenic disturbance. The capacity of individual

收稿日期：2026-01-26

* 基金项目：“十四五”国家重点研发计划项目（2024YFF1307000）；世界银行全球环境基金第七期（GEF7）项目（P173316）

第一作者：翟启明，男，1995 年生，博士生，研究方向为城市生物多样性、城市生态基础设施生态系统服务、城市规划与设计。E-mail：zhaixiaoming@ tongji. edu. cn

通信作者：干靓，女，1979 年生，博士，副教授，研究方向为城乡生态规划、生物多样性保护及其规划设计、亲自然城市等。E-mail：jinggan@ tongji. edu. cn

habitat patches to support target wildlife species was then quantified and adjusted according to the intensity of human disturbance. Based on the integrated suitability assessment, habitat patches with high species-support capacity were identified as source areas in the urban wildlife habitat network. 【Result】 The empirical research ultimately identified 195.8 km^2 of "source" areas with critical habitat value. It is found that farmland habitats constitute the main component of "source" patches; natural or semi-natural habitats adjacent to urban habitats can function as "sources", yet the closer they are to urban habitats, the smaller and more scattered. 【Conclusion】 By coupling suitable habitats for urban wildlife with key species requirements, this study developed an integrated technical framework comprising habitat classification, representative species selection, habitat species-support capacity assessment, anthropogenic disturbance evaluation, and source habitat identification. The proposed framework provides a methodological reference for incorporating biodiversity conservation actions into local-scale urban spatial planning.

Keywords: species suitability; habitat classification; anthropogenic disturbance; "source areas" identification; urban biodiversity conservation

城市野生动物是城市生物多样性的重要组成部分，对维护城市生态安全，提升城市居民福祉具有重要意义[1]。以“源地-廊道-踏脚石”为范式的野生动物生境网络，因能有效连接破碎化的生境斑块、增强景观连通性、缓解栖息地孤岛效应，已成为城市生物多样性研究的重要议题[2-3]。

野生动物生境网络中的“源地”，是指具备高质量栖息地的自然或半自然面状区域，是生境网络中生物多样性的核心空间载体，其与廊道和踏脚石构成拓扑网络，支撑物种生存、基因交流和生态功能维持，促进物种扩散[4-5]。当前“源地”筛选方法多以提升识别准确率为目标，基础方法主要有形态空间格局分析（MSPA）[6]、景观连通性指数评价[7]和生态系统评估[8]等。近年来还有研究在上述方法的基础上耦合物种分布模型[9]。然而，在城市生物多样性保护实践中，“源地”面临气候变化、人类活动影响、多目标优化等限制[10]，不同筛选方法和模型直接影响生态网络构建的准确性和地域适配性[11]。此外，已有方法多适用于区域、城市等较大尺度。城市局地尺度因物种数据稀少、空间分辨率低、环境因子自相关性较强，物种分布模型的应用受限[12]。

青浦区是上海市的重要生态屏障和长三角生态绿色一体化发展示范区核心区。识别生物多样性保护区等重要生态功能区，加强野生动物生境建设和管理，是该区生态保护的重要目标之一。本研究以青浦区为例，基于多类群代表物种高价值适生生境评估，探索野生动物生境网络“源地”识别方法，旨在为城市局地尺度生物多样性保护关键空间识别与精细化管控提供科学依据。

1 研究区概况

青浦区（120°53′—121°17′E，30°59′—31°16′N）位于上海西南部，行政面积 668.49 km^2。青浦区拥有淀山湖、大莲湖、青西郊野公园、拦路港片林、太浦河片林等蓝绿空间，是上海郊野地区内陆湖荡和农林复合生态系统的典型代表，为鸟类、两栖类及哺乳类动物提供了较为适宜的栖息环境。同时，青浦区内部内陆淡水湿地、农田、林地与城镇生境高度交织，为探讨高密度城市化背景下城市局地尺度野生动物存续的关键空间提供了典型样本。

2 研究方法

2.1 数据来源

基础数据包括上海市青浦区高清遥感卫星影像、土地利用与土地覆盖、人口、道路、物种等信息（表 1）。

矢量数据坐标系统一为 WGS 1984 地理坐标系，并用 ArcGIS、ENVI 软件进行遥感解译与数据分析。研究还通过组织工作坊汇集城市生物多样性保护相关人员(包括政府机构管理人员、高校学者以及 NGO 组织成员等)的经验,辅助处理以下工作:生境分类、代表物种筛选、生境代表物种支持水平测算、人为干扰指数计算等数据处理。工作坊主要流程为“获取需求-材料制备-收集专家意见”,在前期经文献梳理和专家访谈后形成的上海市野生动物名录与栖息地清单的基础上,通过结构化、半结构化访谈,收集代表物种筛选及代表物种对栖息地需求方面的专家意见。

表 1　主要研究数据及数据来源

数据类型	来源
高清遥感卫星影像	2019 年 1 月高分二号遥感卫星影像，0.8 m 精度
土地利用与土地覆盖数据	参考国土三调标准，基于 2019 年 1 月高清遥感卫星影像解译
人口	基于 2019 年 10 月微信宜出行数据计算人口分布
高速公路数据	依据 2019 年 7 月百度地图（https：//map.baidu.com/）矢量数据，通过 GIS 属性提取处理
一级道路数据	
二级道路数据	
物种信息数据	《上海陆生野生动植物资源》《上海市第二次野生动物资源调查报告（送审稿）》《IUCN 红色名录》等相关书籍、报告及研究论文

2.2　数据分析

2.2.1　生境分类

生境分类原则为：1）可通过遥感影像与土地利用数据识别；2）兼容主流研究与调查分类体系；3）涵盖上海主要生态系统类型；4）体现上海景观特征；5）针对不同野生动物类群，能准确反映其生境需求。

依据该原则，青浦区生境分为 4 个一级分类、12 个二级分类（基于土地利用与土地覆盖情况）、44 个三级分类（引入植被覆盖、水源状况、微地形及人类活动等物种生存需求特征，参考国土三调分类）。基于此分类体系，通过 ENVI、ArcGIS 软件利用高分二号 0.8 m 分辨率的遥感影像、湿地调查数据、林业小班数据解译土地利用斑块，进行生境分类制图。

2.2.2　代表物种筛选

代表物种筛选原则为：1）上海市农田、林地、内陆淡水湿地和城镇生态系统均至少有一种代表物种；2）适宜生境少于 3 种，以排除广布种对生境物种支持水平计算的干扰，区别生境斑块支持物种生存的能力；3）青浦区无沿海滩涂，排除沿海生境依赖型物种；4）不同生境（图 1 所示的三级分类生境）中除高度人工化的硬质地表外，每类生境至少 1 种代表物种；5）近三年监测中均有分布记录；6）能代表上海的珍稀、濒危、特有及保护物种。

根据代表物种筛选原则初步制定青浦野生动物名录，结合实地调研和文献综述，归纳物种分布生境特点，并通过专家工作坊最终确定代表物种名录及代表物种对栖息地的需求。

2.2.3　生境代表物种支持水平测算

为识别物种潜在适生生境，根据代表物种的生存需求信息，组织专家工作坊，针对每一种代表物种，按照植被覆盖、水源状况、微地形等生境组成要素及人类活动状况[13-17]，基于普遍适用的共性特征、保留具有代表性的独特特征等原则，归纳代表物种所对应的生境适生特征，并与三级生境分类匹配（图 1）。基于生境分类，结合代表物种匹配各类生境的适生特征，筛选代表物种潜在适生生境。即当一个生境斑块的各项属性均满足一个代表物种的生境需求时，可将该生境斑块视为该代表物种的适生生境，并以此计算生境斑块对代表物种的支持水平——生境斑块为代表物种适生生境则赋值加 1，反之则赋值加 0。

2.2.4　人为干扰指数计算

人类活动是城市生物多样性研究不可忽略的干扰因素，主要包含交通、噪声、光污染、城市开发活动等[18-22]。当连续生境被开发活动分割成相互隔离的小斑块后，与同样面积和强度但仅分布在外围的开发活动相比，物种更易受到边缘效应的影响[23-24]。根据预试验，青浦区光污染强度影响范围大，且强度相对统一，因此选取地表覆盖干扰、几何干扰、拓扑干扰、人口干扰和交通干扰作为定量分析人类活动对各类生境斑块干扰的依据（表 2~3）。

鉴于不同物种对人为干扰的响应不同，计算物种受干扰指数时，需充分考虑代表物种对各类干扰的适应性差异。由于缺乏相关参考文献，根据专家意见，对 18 种代表物种的地表覆盖干扰、几何干扰、拓扑干扰、人口干扰和交通干扰这 5 类人为干扰分别赋予不同的权重（表 4）。根据干扰强度计算规则计算地表覆盖干扰、几何干扰、拓扑干扰、人口干扰和交通干扰这 5 类人为干扰的强度，随后根据代表物种所受人为干扰的权重分别计算 18 种代表物种在某一斑块下的人为干扰指数，叠加 18 种代表物种的人为干扰指数得到生

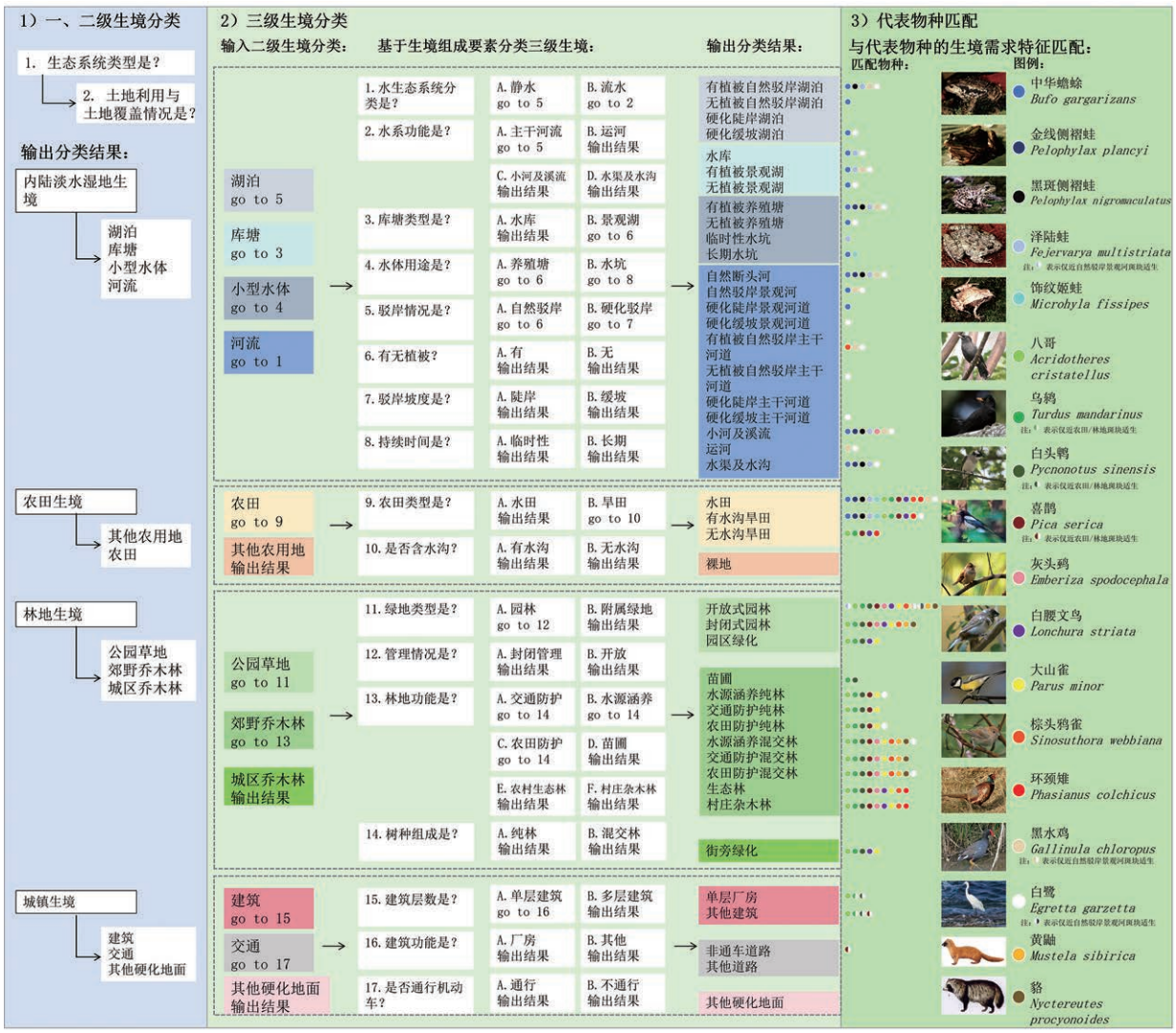


图 1　青浦区“生境分类–代表物种适生特征匹配”流程

表 2　人为干扰指数计算原则

干扰类型	计算原则
地表覆盖干扰	强度等级受该斑块土地覆盖类型的环境污染强度和覆盖变化强度的总和决定；根据地类情况，人工程度越高值越大；环境污染强度、覆盖变化强度根据相应等级赋值区间为 0~5，干扰强度等级范围为 0~10
几何干扰	强度等级为面积和形状干扰强度的平均值；根据几何情况赋值，面积越小、形状指数越大，则值越大；干扰强度等级范围为 0~10 面积干扰强度以 15 000 m^2 为单位区间赋值，面积越大，干扰越小，面积小于 15 000 m^2 赋值为 10，面积每增加 1 500 m^2 干扰强度赋值减 1，面积干扰强度范围为 0~10 形状干扰强度根据形状指数计算结果赋值（形状指数为斑块周长与斑块等面积正方形周长之比），以 0.5 为单位区间，形状指数越小，干扰越小，形状指数大于 5.5 赋值为 10，形状指数每减少 0.5 干扰强度赋值减 1，形状干扰强度范围为 0~10
拓扑干扰	根据拓扑情况以 20 m 为单位区间赋值，距离人工建筑地类越近则干扰强度越大，低于 20 m 赋值为 10，距离每增加 20 m 干扰强度赋值减 1，拓扑干扰强度范围为 0~10
人口干扰	根据人口密度以 10 人·km^{-2} 为单位区间赋值，人口密度越大则干扰强度越大，低于 1 人·km^{-2} 赋值为 0，每提升 10 人·km^{-2} 干扰强度赋值加 1，人口干扰强度范围为 0~10
交通干扰	对不同的道路类型赋予其不同的干扰等级，计算加权（干扰等级的十分之一）后的斑块内道路密度；根据道路加权密度以 100 m·m^{-2} 为单位区间赋值，道路加权密度越大则干扰强度越大，0 m·m^{-2} 赋值为 0，每提升 100 m·m^{-2} 干扰强度赋值加 1，交通干扰强度范围为 0~10

表 3　地表覆盖干扰强度

生境类型	干扰强度	生境类型	干扰强度	生境类型	干扰强度
有植被自然驳岸湖泊	0	(双侧)有植被自然驳岸主干河道	2	水源涵养混交林	3
无植被自然驳岸湖泊	1	无植被自然驳岸主干河道	6	交通防护纯林	5
硬化缓坡湖泊	4	硬化陡岸主干河道	6	交通防护混交林	3
水库	2	硬化缓坡主干河道	5	农田防护纯林	3
有植被养殖塘	3	小河及溪流	3	农田防护混交林	3
无植被养殖塘	6	(紧挨人工地物)小河及溪流	6	生态林	2
有植被景观湖	6	运河	6	村庄杂木林	2
无植被景观湖	6	水渠及水沟	6	其他建筑	9
临时性水坑	3	裸地	6	单层厂房	10
长期水坑	3	水田	5	其他道路	10
自然断头河	4	有水沟旱田	5	非通车道路	6
自然驳岸景观河	3	无水沟旱田	5	其他硬化地面	9
硬化陡岸景观河道	6	园区绿化	5	开放式园林	5
硬化缓坡景观河道	7	街旁绿化	6	封闭式园林	5
(单侧)有植被自然驳岸主干河道	5	水源涵养纯林	3		

境斑块中物种的干扰指数之和。计算公式如下：

$$D_i = \sum S_{ijk} \times G_{ijk} \quad (1)$$

式（1）中：D_i为 i 斑块中物种的干扰指数之和；S_{ijk}为 i 斑块中 j 类群物种的 k 人为干扰类型强度；G_{ijk}为 i 斑块中 j 类群物种的 k 人为干扰类型权重。

表 4　代表物种所受 5 类人为干扰的权重

类群	代表物种	地表覆盖干扰	几何干扰	拓扑干扰	人口干扰	交通干扰
两栖类	中华蟾蜍、金线侧褶蛙、黑斑侧褶蛙、泽陆蛙、饰纹姬蛙	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
鸟类	白鹭、黑水鸡、环颈雉、八哥、乌鸫、白头鹎、喜鹊、灰头鸦、白腰文鸟、大山雀、棕头鸦雀	0.1	0.1	0.2	0.3	0.3
		0.3	0.3	0.1	0.1	0.2
		0.4	0.1	0.1	0.2	0.2
哺乳类	黄鼬、貉	0.1	0.1	0.1	0.3	0.4

2.2.5　基于物种适生性评估的“源地”识别

“源地”的确认步骤为：计算斑块的生境物种适生指数（Habitat Species Suitability Index，*H-SSI*）；识别“源地”。

生境物种适生指数主要根据生境代表物种支持水平与代表物种干扰指数的差额计算，其目的在于去除受人为干扰影响较大的生境斑块。计算公式如下：

$$H - SSI_i = H_i - D_i \quad (2)$$

式（2）中：$H\text{-}SSI_i$为 i 斑块的生境物种适生指数；H_i为 i 生境斑块代表物种支持水平；D_i为 i 生境斑块中物种的干扰指数之和。

将生境物种适生指数≥9 的斑块识别为“源地”。

3　结果与分析

3.1　代表物种

本研究共筛选出 18 种典型陆生野生动物，其中鸟类动物有 11 种（八哥、乌鸫、白头鹎、喜鹊、灰头鸦、白腰文鸟、大山雀、棕头鸦雀、环颈雉、黑水鸡、白鹭），两栖类动物有 5 种（中华蟾蜍、金线侧褶蛙、黑斑侧褶蛙、泽陆蛙、饰纹姬蛙）哺乳类动物有 2 种（黄鼬、貉）。

3.2　生境分类与代表物种支持水平

图 2 显示：青浦区自然与半自然生态系统类型面积约占整个青浦区的 59%，其中农田生境面积最多，林地生境次之，内陆淡水湿地生境面积最小；各类生态系统类型总体上分布较为均匀，城镇生境在东北部分布更集中。

图 3 显示，除城镇生境外，多数生境均支持一定数量的代表物种；紧邻城镇的各种自然、半自然的生境类型（如园区绿地、道路绿化、景观河湖等）仍然存在支持若干种代表物种的潜力。

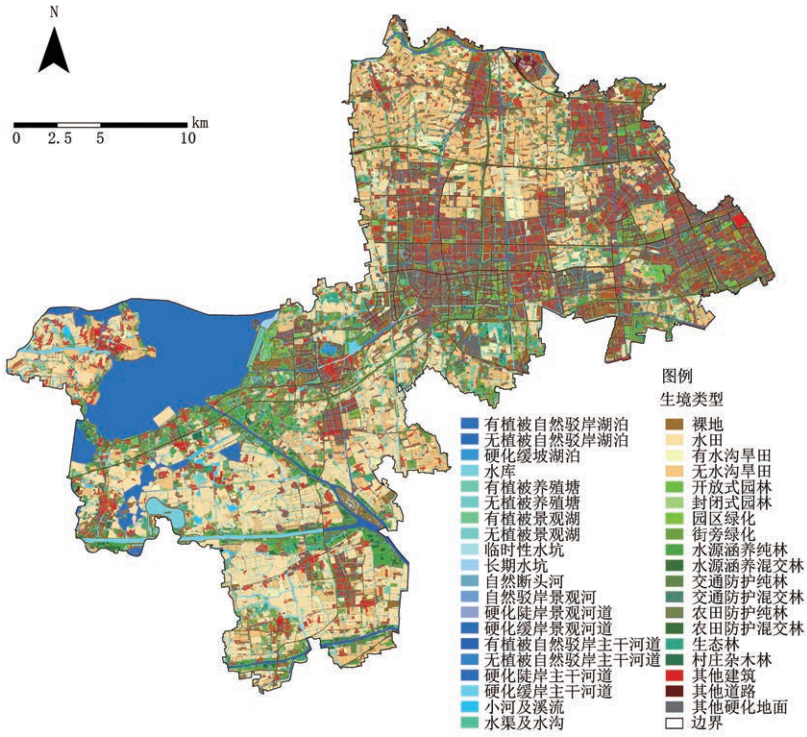


图 2 青浦区生境分类

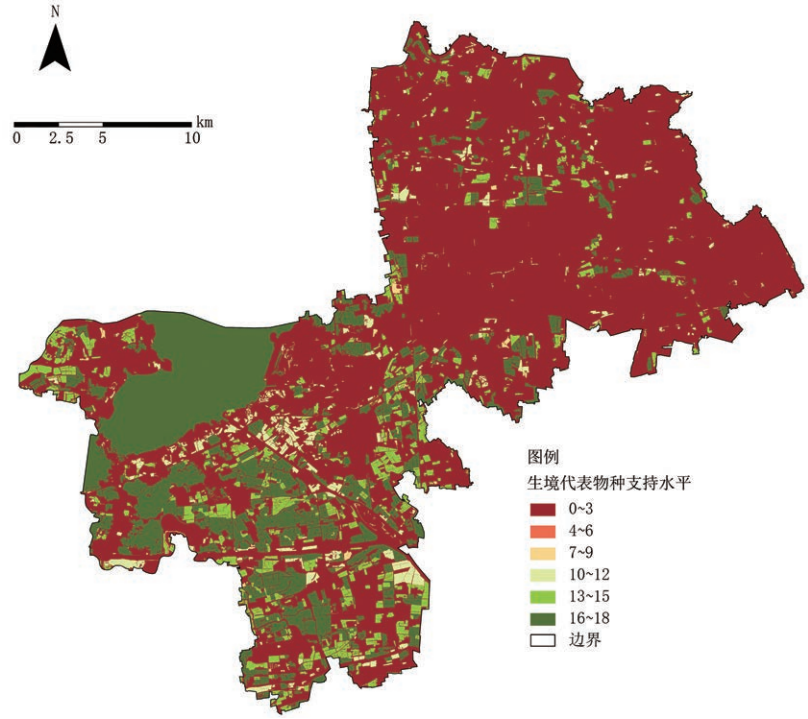


图 3 生境代表物种支持水平分布

3.3 人为干扰指数

图 4 显示，青浦区人类活动对生境的干扰总体上呈东北高西南低的格局；城镇生境聚集区人为干扰指数较周边显著提升，表明城市开发建设是干扰的主要来源。

3.4 “源地”识别

基于生境物种适生指数共识别出可作为“源地”的生境斑块 195.8 km^2，占青浦区总面积的 28.9%（图 5~6）。“源地”空间分布可大致分为 3 大片区：1）青西片区，即主要连片分布在金泽、

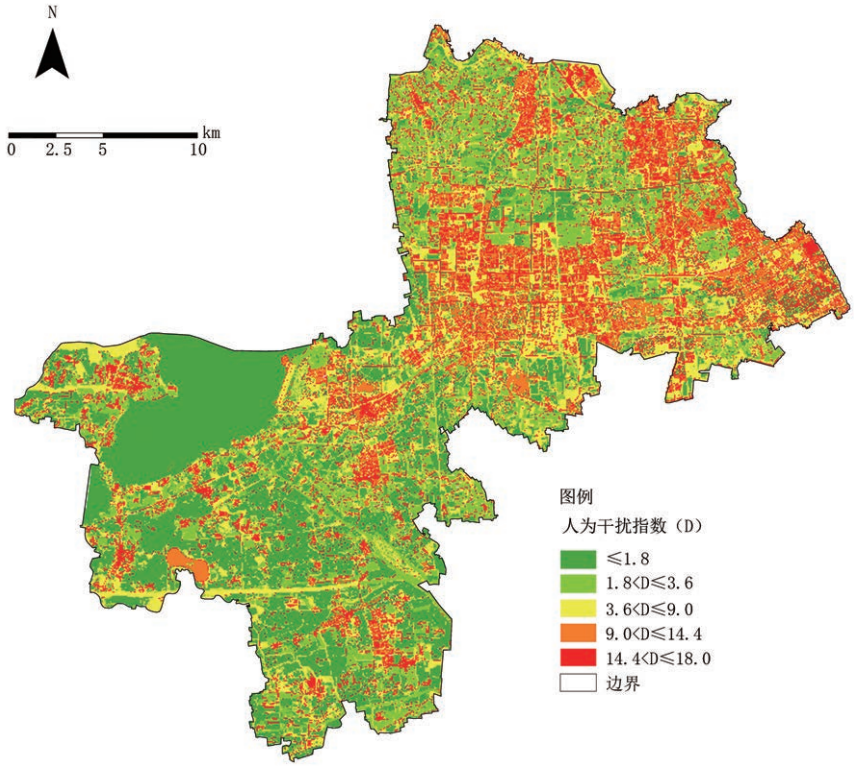


图 4　人为干扰指数测算

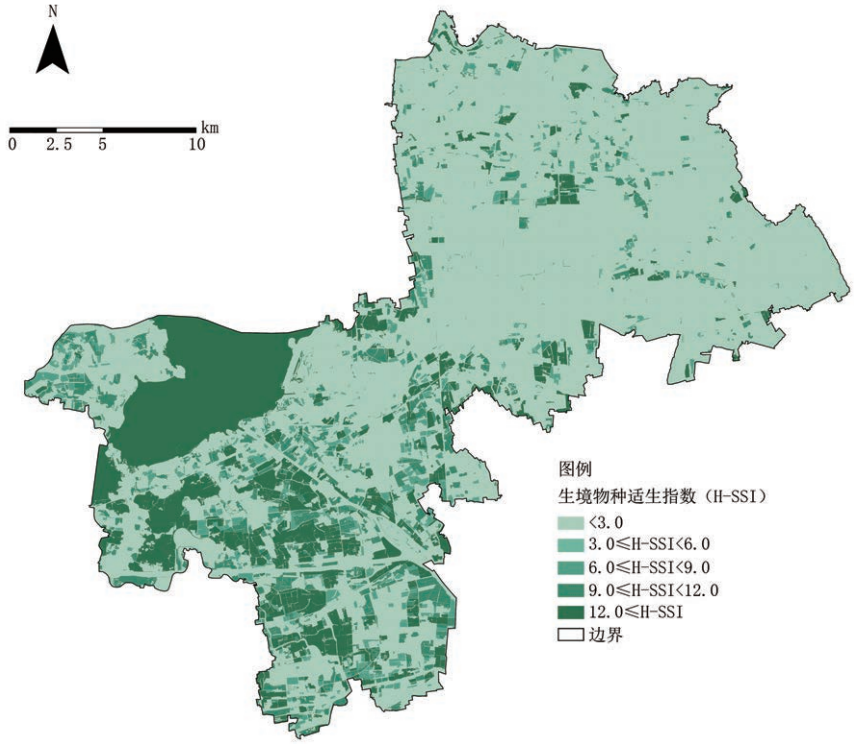


图 5　生境物种适生指数分布

练塘、朱家角辖区内，已准确识别出大莲湖蛙类野生动物重要栖息地、朱家角虎纹蛙野生动物重要栖息地；2）青北片区，即零星分布于白鹤、重固镇；3）青东片区，即分布于赵巷镇。此外，青浦农田生境是“源地”的主要来源，在城市生物多样性保护中不可忽视；城镇生境的周边绿地

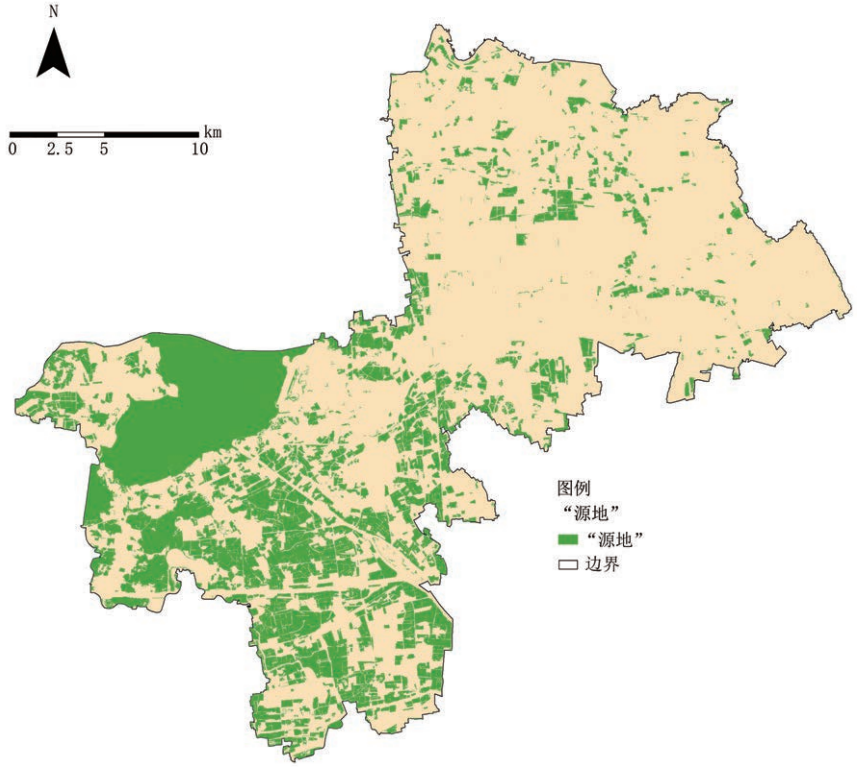


图 6 “源地”识别

也能够发挥一定的源栖息地作用；距离城镇生境聚集区越近的源栖息地，其面积越小，并且更加分散。

4 讨论

4.1 方法应用价值

研究团队通过“生境分类-代表物种选取-生境物种支持水平测算-人为干扰测算-源栖息地识别”的“源地”识别框架，利用生境的物种支持水平及其受到的人为干扰，对区域内生境斑块的功能及其重要性进行评估，识别对保护野生动物多样性具有重要意义的高价值生境空间。可以解决筛选城市内部的生态“源地”所面临的 3 大挑战：1）在有限的城市空间内科学筛选出能支撑生境高效连接的“源地”[25]；2）平衡人类活动与生物多样性保护的需求[26]；3）保障“源地”识别方法的地域适配性[12]。

此外，城市局地尺度地区数据分辨率需求高但环境变量存在较强的空间自相关性，且物种空间分布数据不足，因此传统的 MaxEnt、随机森林等数理模型在局地尺度地区应用受限[27]。基于土地利用与土地覆盖数据将物种生存需求、物种数据与生境分类相结合测算生境物种支持水平，可有效解决城市局地尺度物种空间分布数据不足的情况下难以进行空间分析的难题，为生物多样性保护规划的空间落位提供了有力的科学支持。

4.2 方法应用难点

在青浦区的案例应用中，研究团队也发现了以下难点：1）尽管各地陆续开展生物多样性监测，但监测数据缺乏对物种空间坐标的记录，导致城市尤其是城区生物多样性的调查监测数据依然匮乏，对识别精度造成影响；2）生境分类、代表物种选取、人为干扰指数确定等关键环节仍依赖专家经验，存在一定的主观性。

4.3 青浦区生态“源地”规划指引

识别出的城市高价值“源地”可为科学规划生态缓冲带、修复连通性薄弱区、串联重要生态节点、构建全域生态安全格局提供重要支撑，避免重大项目侵占关键栖息地，平衡生态保护与城市发展。青西片区的“源地”连片分布，以农田生境为主，在开展栖息地保护工作时，“源”栖息地内可以优先考虑采用对野生动物更友好的农业生产方式。青北片区“源地”较为分散，被城镇生境分割，建议以近自然的形式营造建设用地

的附属绿地，发挥多重生态功能。青东片区“源地”零星分布，建议优先进行生态恢复工作，构建以本土植物为主的植被群落，减少不必要的人工设施。

5　结论

本研究识别出上海青浦区野生动物生态“源地”共 195.8 km^2。其中，农田生境是青浦区“源地”的主要来源；城镇生境富集的城市建成区内部及周边临近的自然或半自然生境能够发挥“源地”作用，但距离建成区越近的“源地”往往越小，且分布越分散。基于多物种适生性评估的“生境分类-代表物种选取-生境物种支持水平测算-人为干扰测算-源栖息地识别”方法，可为更精准构建城市生物多样性保护空间格局提供基础，也为更有效的野生动物栖息地保护修复提供科学依据。

参考文献

[1]干靓.城市建成环境对生物多样性的影响要素与优化路径[J].国际城市规划,2018,33(4)：67-73.

[2]张思凝,吴然.基于 Citespace 知识图谱分析国际城市生物多样性研究[J].生态科学,2022,41(6)：211-221.

[3]BENINDE J, VEITH M, HOCHKIRCH A. Biodiversity in cities needs space：a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversityvariation[J].Ecology Letters,2015,18(6)：581-592.

[4]赵志强,方昊,袁青,等.松花江百里生态长廊生境网络构建研究[J].南京林业大学学报(自然科学版),2024,48(4)：261-270.

[5]DURSUN N. Production of biological hydrogen from quinoa residue using dark fermentation and estimation of its microbial diversity[J].Heliyon,2024,10(3)：e25018.

[6]陈瑶,张长春,胡丰,等.基于 MSPA-InVEST 模型分析太行山生态网络演变[J].环境科学,2025,46(10)：6443-6454.

[7]张启舜,李飞雪,王帝文,等.基于生态网络的江苏省生态空间连通性变化研究[J].生态学报,2021,41(8)：3007-3020.

[8]吴未,廉文慧.生态系统服务功能视角下建设用地扩张对生境网络的影响：以苏锡常地区白鹭栖息地为例[J].长江流域资源与环境,2018,27(5)：1043-1050.

[9]阳文锐,李婧,闻丞,等.基于物种分布的北京平原生态网络构建[J].生态学报,2022,42(20)：8213-8222.

[10]阚恒,丁冠乔,郭杰,等.基于生态安全格局分析的国土空间生态修复关键区域识别：以环太湖城市群为例[J].应用生态学报,2024,35(8)：2217-2227.

[11]周燕,刘梦瑶,禹佳宁,等.基于生境网络构建优化的生物多样性保护规划途径研究[J].中国园林,2024,40(5)：111-117.

[12]MOUDRÝ V, BAZZICHETTOM, REMELGADO R, et al.Optimising occurrence data in species distribution models：sample size, positional uncertainty, and sampling bias matter[J].Ecography, 2024(12)：e07294.

[13]李贲.景观结构与栖息地类型对上海市不同城市化区域两栖类的影响[D].上海：华东师范大学,2018.

[14]张伟.城市化过程中栖息地和景观变化对两栖类种群动态和遗传结构的影响[D].上海：华东师范大学,2017.

[15]鲍明霞,杨森,杨阳,等.城市常见鸟类对人为干扰的耐受距离研究[J].生物学杂志,2019,36(1)：55-59.

[16]吴未,胡余挺,范诗薇,等.不同鸟类生境网络复合与优化：以苏锡常地区白鹭、鸳鸯、雉鸡为例[J].生态学报,2016,36(15)：4832-4842.

[17]马玉红,吴剑峰,王晓玲,等.黑水鸡营巢、产卵、孵化及雏鸟生长的初步研究[J].湖北农业科学,2017,56(10)：1905-1908,1923.

[18]丁宏,金永焕,崔建国,等.道路的生态学影响域范围研究进展[J].浙江林学院学报,2008,25(6)：810-816.

[19]COOKE SOPHIA C, ANDREW B, DONALD PAUL F, et al. Roads as a contributor to landscape-scale variation in bird communities.[J].Nature communications,2020,11(1)：3125.

[20]郝庆丽,任卓菲,刘刚,等.光和噪声污染胁迫下城市生态斑块鸟类风险评价[J].生态学报,2022,42(6)：2186-2201.

[21]MAO Q, SUN J X, DENG Y Y, et al.Assessing effects of multi-scale landscape pattern and habitats attributes on taxonomic and functional diversity of urban river birds[J].Diversity,2023,15(4)：486.

[22]PIRATELLI A J, FAVORETTO G R, DE ALMEIDA MAXIMIANO M F. Factors affecting escape distance in birds[J].Zoologia (Curitiba),2015,32(6)：438-444.

[23]张宇,李丽,李迪强,等.基于斑块尺度的神农架川金丝猴生境适宜性评价[J].生态学报,2018,38(11)：3784-3791.

[24]武正军,李义明.生境破碎化对动物种群存活的影响[J].生态学报,2003,23(11)：2424-2435.

[25]沈舟,尹海伟,孔繁花,等.基于生境组团化分析与景观廊道模拟的南京市白鹭生境网络构建与优化[J].生态学报,2024,44(8)：3303-3316.

[26]曹加杰,傅剑玮.基于 InVEST 模型和最小成本路径的城市绿色空间生境网络构建方法研究：以南京为例[J].中国园林,2023,39(1)：53-58.

[27]PHILLIPS S J, ANDERSON R P, SCHAPIRE R E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions[J]. Ecological Modelling,2006,190(3/4)：231-259.