



•研究报告• 中国城市动物生态与多样性专辑

城市发展对鱼类功能多样性的影响：以超大城市北京为例

李雪原^{1,2}, 孙智闲^{1,3}, 王凤震⁴, 席蕊^{1,3}, 方雨田^{1,2}, 郝浚源^{1,3}, 盛冬¹, 孙书雅¹, 赵亚辉^{1,2*}

1. 中国科学院动物研究所动物进化与系统学重点实验室, 北京 100101; 2. 中国科学院大学, 北京 101408; 3. 上海海洋大学水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306; 4. 北京市怀柔区园林绿化局, 北京 101400

摘要: 城市发展对当地的水生生态系统会造成不利影响。北京作为全球超大城市之一, 其城市化进程比大多数城市更为迅速, 因此北京水生生态系统受到城市发展的影响更甚, 尤其表现在对水生环境变化敏感的鱼类群体上。功能多样性是生物多样性的重要部分, 亦是评估生态系统功能的重要指标之一, 能更好地反映出鱼类群落中物种间资源分配和互补的程度。本研究结合野外调查数据、历史标本以及相关历史资料, 选取了与栖息、摄食、运动和繁殖4个方面相关的功能指标, 计算并比较了北京市1920–1960年、1960–1984年、1984–2013年和2013–2024年四个不同时期, 以及北京市建成区与生态涵养区的鱼类功能丰富度指数(FRic)、功能均匀度指数(FEve)、功能离散度指数(FDiv)和功能分散度指数(FDis), 探讨了城市化过程对北京鱼类群落的影响。研究表明, 北京市1920–1960年、1960–1984年、1984–2013年、2013–2024年分别记录到81、66、48、55种土著鱼类。北京四个时期的鱼类功能丰富度指数呈现先下降后上升的趋势, 从28.889先下降到17.693, 后又下降到11.358, 最后又回升到19.888, 这与四个时期的物种多样性变化同步, 而功能均匀度指数、功能离散度指数以及功能分散度指数变化很小。北京市建成区与生态涵养区的功能丰富度指数与两地区的物种多样性也呈正相关关系, 建成区的鱼类功能丰富度指数(1.639)明显低于生态涵养区(14.156), 而两地区的功能均匀度指数、功能离散度指数和功能分散度指数变化较小。总体而言, 功能丰富度指数对于城市发展变化的响应更为明显。北京市鱼类功能丰富度指数在2013年以前不断下降, 2013年以后有所回升, 这与土著鱼类资源得到了一定程度恢复, 且与一些外来鱼类占据部分缺失的土著鱼类生态位有关。外来物种防控应是北京作为超大城市在未来发展过程中需要特别注意的环节。

关键词: 多样性保护; 城市化; 城市鱼类; 外来鱼类; 水生生态系统

李雪原, 孙智闲, 王凤震, 席蕊, 方雨田, 郝浚源, 盛冬, 孙书雅, 赵亚辉 (2024) 城市发展对鱼类功能多样性的影响: 以超大城市北京为例. 生物多样性, 32, 24150. doi: 10.17520/biods.2024150.

Li XY, Sun ZX, Wang FZ, Xi R, Fang YT, Hao JY, Sheng D, Sun SY, Zhao YH (2024) Impacts of urban development on functional diversity in fish: A case study of Beijing, a megacity. Biodiversity Science, 32, 24150. doi: 10.17520/biods.2024150.

Impacts of urban development on functional diversity in fish: A case study of Beijing, a megacity

Xueyuan Li^{1,2}, Zhixian Sun^{1,3}, Fengzhen Wang⁴, Rui Xi^{1,3}, Yutian Fang^{1,2}, Junyuan Hao^{1,3}, Dong Sheng¹, Shuya Sun¹, Yahui Zhao^{1,2*}

1 Key Laboratory of Zoological Systematics and Evolution, Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China

3 National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

4 Huairou District Bureau of Landscape and Greening of Beijing, Beijing 101400, China

收稿日期 Received: 2024-04-21; 接受日期 Accepted: 2024-09-06

基金项目: 国家自然科学基金(32270464)和中国生物多样性监测与研究网络——内陆水体鱼类多样性监测专项网 Supported by the National Natural Science Foundation of China (32270464) and Sino BON—Inland Water Fish Diversity Monitoring Network

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: zhaoyh@ioz.ac.cn

ABSTRACT

Aims: Urban development influences local aquatic ecosystems. As one of the world's megacities, urbanization process in Beijing are more rapid compared to other cities. Beijing's local aquatic ecosystem is more affected by its urbanization projects, particularly the fish fauna, which is one of the most sensitive groups in the aquatic ecosystem. This study focuses on fish to better understand the impact of urbanization on Beijing's aquatic ecosystem over the past decades. We apply functional diversity (FD), a crucial component of biodiversity, to assess ecosystem function, and to reflect the extent of resource allocation and complementarity among species within fish communities.

Methods: Using field survey data, historical specimens, and relevant literature, this study screened functional indicators that relate to fish habitat, feeding, movement, and reproduction. This enabled us to calculate and compare the functional richness index (*FRic*), functional evenness index (*FEve*), functional divergence index (*FDiv*), and functional dispersion index (*FDis*) of fish in Beijing across four periods (1920–1960, 1960–1984, 1984–2013, and 2013–2024). This study then compares these indices from developed/ developing areas in Beijing, and its ecological conservation area.

Results: We found that decreasing numbers of indigenous fish were recorded in Beijing as urban development was progressing, with 81, 66, 48 and 55 species detected in 1920–1960, 1960–1984, 1984–2013 and 2013–2024, respectively. The fish *FRic* in Beijing initially decreased and then increased over the four periods, from 28.889 to 17.693, then to 11.358, and finally to 19.888, which was synchronized with the change in species diversity. The *FEve*, *FDiv*, and *FDis* showed no significant changes. There was a positive correlation between the *FRic* and species diversity in both the built-up area and the ecological conservation area of Beijing. The *FRic* in the built-up area (1.639) was significantly lower than in the ecological conservation area (14.156), while the other three indices showed little variation between the two areas. Additionally, the introduction of non-native fish species had some impact on *FRic* but had minimal impact on the other three indices.

Conclusions: Overall, *FRic* responds more clearly to the changes caused by urban development. Fish *FRic* in Beijing continuously declined before 2013 and slightly rebounded after 2013 due to the restoration of native fish resources, however it has yet to rebound to the level of the pre-urbanization 1960s. The functional diversity in built-up areas is significantly lower than in the ecological conservation area, clearly due to the impact of urban development. Moreover, non-native fish species can occupy the niches of native fish, making it challenging for native fish species to recover. Although the non-native fish can increase functional diversity to some extent, they introduced threats to the survival of native fish. Therefore, it is necessary to control the non-native fish species in Beijing.

Key words: biodiversity conservation; urbanization; urban fish; non-native fish; aquatic ecosystem

随着全球城市的高速发展以及人口的不断增长与集中, 城市化面积正在不断扩大。联合国将人口超过1,000万的城市归类为超大城市, 截至2018年全球共有33个超大城市, 约占全球城市总数的0.2% (UN, 2018)。超大城市的显著特点是人口更为集中, 经济、政治、社会、生态领域互相交织(朱兆芳等, 2012), 因此超大城市的生态环境受到人为干扰更多, 水域生态环境和水生生态系统也因为人为因素而改变。目前已有的许多研究表明, 城市化给当地的水生生态系统带来了许多不利影响, 比如水文的改变、生物栖息地的减少和破碎化、温度的升高、植物覆盖的减少等(吕永龙等, 2018; 郝璐和孙阁, 2021; Zhang et al, 2022), 这些变化会继而影响鱼类群落结构并给土著鱼类带来负面影响。例如塞纳河是巴黎受损最严重的河流, 城市化导致当地污染物大量排放, 加之河道渠化以及许多大型水库的建立, 造成水质变差、下游鱼类物种多样性下降,

目前塞纳河已有7种洄游性鱼类消失(Boët et al, 1999)。不仅如此, 城市化会使得大量用于观赏、娱乐、养殖等用途的外来物种被引入, 耐受性强的外来物种比土著鱼类在适应人工干扰的环境方面更具竞争优势。例如意大利的阿尔诺河(Arno River)一直以其对佛罗伦萨城市发展的高经济价值而闻名, 但城市发展使外来鱼类增多, 阿纳河流域内土著鱼类与外来鱼类的生态位重叠度逐年增加, 土著鱼类逐渐被外来鱼类取代(Haubrock et al, 2021)。总之, 全球的城市发展对当地土著鱼类群落造成了严重的威胁, 使得城市内鱼类区系组成也产生了明显的变化。我国城市的快速发展同样对鱼类产生了深远的影响, 例如深圳市在城市化进程中水生生境的改变严重影响了当地土著鱼类多样性, 城市化程度高的区域很多土著鱼类几乎消失, 外来入侵种类成为优势种, 鱼类物种多样性明显低于城市化程度低的区域(屈霄等, 2022)。

北京市市域面积16,410 km², 全部属于海河流域, 包括潮白河水系、大清河水系、蓟运河水系、永定河水系和北运河水系, 大部分为“自然-半自然”水体(孟庆义等, 2012)。北京城市范围的快速扩张也带来了一系列生态问题, 比如水污染严重、水资源短缺等, 这些都会影响北京鱼类多样性。有研究表明, 北京湖泊系统中鱼类物种多样性与城市化强度呈负相关关系, 土著鱼类的分布范围也在不断缩小(张春光和赵亚辉, 2013; Zhang et al, 2022)。北京在城市化发展过程中逐渐形成了多个功能区, 分别为首都功能核心区(包括东城区、西城区)、城市功能拓展区(包括朝阳区、海淀区、丰台区、石景山区)、城市发展新区(包括昌平区、通州区、顺义区、大兴区、房山新城), 以及生态涵养发展区(包括密云区、平谷区、延庆区、门头沟区、怀柔区以及房山区和昌平区的山区) (https://www.beijing.gov.cn/gongkai/guihua/wngh/cqgh/201907/t20190701_100008.html), 前三者可视为建成区。城市不同功能分区对于鱼类多样性有不同程度的影响, 相较于城市已建成区域, 生态涵养发展区人口密度更低, 其自然生态系统受到的人为干扰程度也会更小, 但不同区域之间多样性的差异、所受影响因素等问题, 还需要进一步加以了解识别。

多数生物多样性评估研究依据的是物种多样性, 主要关注物种丰度和多度, 而忽略物种在形态、生理和生态特征等功能性状上的差异。功能多样性不仅可以衡量物种功能性状的数量和范围, 还可以将物种功能性状与生态系统服务和功能联系起来(夏治俊等, 2022), 是衡量生物多样性的一个关键指标, 其更能明确反映出群落中物种间资源分配和互补的程度^①。由不同性状或特征的物种组成的两个群落, 即使它们的物种多样性相近, 其功能多样性也可能差距很大(帅方敏等, 2017)。对于超大城市北京来说, 城市发展对鱼类群落的影响是多方面的, 仅使用物种多样性进行分析很难全面体现出鱼类群落的生态位分布和生态系统的资源利用情况。因此, 本研究结合了北京不同时期的鱼类物种组成以及功能多样性指标, 评估了北京市城市建设对鱼类群落的影响。

^① 马思琦 (2020) 鱼类分类和功能多样性研究: 以济南地区鱼类为例. 硕士学位论文, 大连海洋大学, 辽宁大连.

1 材料与方法

1.1 鱼类记录的获取

1.1.1 野外采集

研究团队自1997年以来每年持续对北京地区(以当前北京市行政区划辖域计)进行调查与监测采集, 范围覆盖北京市各行政区域, 包含各种水体类型, 如湖库、河流、池塘等。采集方式多样, 针对深潭、浅滩、急流、静水等, 以粘网、地笼、抛网、手抄网、钩钓等方式为主。获得的鱼类标本部分以95%酒精溶液固定, 用于分子实验; 用以形态测量的则先以福尔马林溶液固定3天, 后转至70%酒精溶液长期保存。鱼类标本经分类鉴定后, 保藏于中国科学院国家动物博物馆鱼类标本馆中。本研究将2013–2024年的野外调查数据用于建成区和生态涵养区鱼类记录的确定, 具体鱼类采集信息见附录1。

1.1.2 历史标本

作者检视了保藏于中国科学院国家动物博物馆鱼类标本馆中的自1920年以来采自于北京地区的鱼类标本, 同时收集相应的采集信息, 用以确定鱼类的历史分布。同时研究团队根据历史标本, 并结合鱼类调查范围、调查力度、水体类型等进行了不同时期北京鱼类名录的系统整理、分类以及土著鱼类的确定。由于时间跨度较大, 一部分鱼类的分类地位已经变动(Sun et al, 2021; Li et al, 2022), 本研究逐种进行了分类厘定, 避免出现同物异名的情况。

1.1.3 重要文献

除野外采集和标本检视外, 本文还收集了以《北京鱼类志》《北京及其邻近地区的鱼类》《中国内陆鱼类物种与分布》《中国生物物种名录(第二卷): 动物·脊椎动物(V)·鱼类(上卷)》以及《中国动物志》鱼类各相关卷册等为代表的北京地区有关的鱼类学专著以及相关文献、研究报告等(王鸿媛, 1984; 陈宜瑜, 1998; 褚新洛, 1999; 乐佩琦, 2000; 伍汉霖和钟俊生, 2008; 张春光和赵亚辉, 2013, 2016; 张春光等, 2020), 作为鱼类历史分布信息的重要数据来源。

1.2 功能特征的测量、计算与选择

功能多样性关注的是与生态系统功能密切相关的物种的功能性状。对于淡水鱼类, 功能性状的选择要遵循易于量化计算的原则(帅方敏等,

2017)。本研究共测量鱼类90种(均来自于中国科学院国家动物博物馆鱼类标本馆), 每种随机选择形态完整的10尾标本(包括成体和幼体)进行功能特征值的测量(Villéger et al, 2008; 陈秋菊等, 2022), 具体测量标准见表1。随后进行鱼类性状的基础统计并取其平均值后计算相关功能特征值(Villéger et al, 2010; 陈秋菊等, 2022)。其他定性指标通过查阅相关书籍和文章后对其进行赋值(王鸿媛, 1984; 张春

光和赵亚辉, 2013; 梁秩桑等, 2019)。赋值完成后对所有统计好的指标进行主成分分析(principal component analysis, PCA), 所有功能特征值要先经过 $\log(x + 1)$ 标准化处理后, 再使用PAST 4.0.3软件完成PCA分析以及功能空间图的绘制, 并最终筛选出贡献率较大的有关栖息地、运动、摄食、繁殖4个方面的13个指标用于功能多样性的计算(Pease et al, 2012; Mao et al, 2021; 陈秋菊等, 2022), 见表2。

表1 鱼类功能性状和测量方法

Table 1 Functional traits and measuring methods of fish

功能性状 Functional traits	测量方法 Measuring methods
标准体长 Standard length	吻端至尾柄最后一枚尾椎骨的距离 The distance from the snout to the last vertebra of caudal peduncle
体高 Body depth	背鳍起点至体下端的垂直距离 The vertical distance from the origin of dorsal fin to the lower end of body
体宽 Body width	背鳍起点身体两侧的最大宽度 The maximum width on either side of the body at the origin of the dorsal fin
头长 Head length	吻端至鳃盖骨后缘的距离 The distance from the snout to the posterior margin of operculum
下颌长 Lower jaw length	口角处到下颌顶点的距离 The distance from the corner of mouth to the tip of lower jaw
口裂宽 Mouth width	左右口角间的距离 The distance between corners of mouth
口高 Mouth height	口裂上下中点垂直距离 The vertical distance from the midpoint of mouth cleft
眼径 Eye diameter	眼睛的横向直径 Horizontal diameter of eye
眼间距 Interorbital width	眼眶间的最短距离 The minimum distance between the edges of the orbits
胸鳍长 Pectoral-fin length	胸鳍基至胸鳍末端距离 The distance from the base to tip of pectoral fin
臀鳍长 Anal-fin length	臀鳍起点至臀鳍末端距离 The distance from the origin to tip of anal fin
尾柄长 Caudal peduncle length	臀鳍基末端至最后一枚尾椎骨的距离 The distance from the end of anal-fin base to the last vertebra
尾柄高 Caudal peduncle depth	尾柄最窄处的垂直高度 The vertical height at the narrowest point of caudal peduncle
尾柄宽 Caudal peduncle width	尾柄在直线面上的宽度 The width of caudal peduncle in linear profile

表2 鱼类功能特征的计算方法和生态学意义

Table 2 Calculation methods and ecological meaning of fish functional traits

功能类型 Function type	功能性状 Functional traits	计算方法 Method	生态学意义 Ecological meaning
栖息 Habitat	体型指标 Body shape	体高/标准体长 Body depth/Standard length	在水体中的栖息位置及游泳能力 Position and swimming ability in water
运动 Sport	胸鳍相对长度 Relative pectoral-fin length	胸鳍长/标准体长 Pectoral-fin length/Standard length	比值越大, 则转向越强, 灵活性越高 The higher the ratio, the stronger the turning ability and greater flexibility
	臀鳍相对长度 Relative anal-fin length	臀鳍长/标准体长 Anal-fin length/Standard length	比值越大, 则平衡力越强 The higher the ratio, the stronger the balance
	尾柄相对面积 Relative area of caudal peduncle	(尾柄长 × 尾柄高)/(标准体长 × 体高) (Caudal peduncle length × Caudal peduncle depth)/(Standard length × Body depth)	比值越高, 则游泳能力越强 The higher the ratio, the stronger the swimming ability
	尾柄相对高度 Relative depth of caudal peduncle	尾柄高/体高 Caudal peduncle depth/Body depth	比值越高, 尾鳍摆动能力越强 The higher the ratio, the stronger the caudal fin oscillation ability
摄食 Feeding	尾柄相对宽度 Relative width of caudal peduncle	尾柄宽/体宽 Caudal peduncle width/Body width	较高的值表示具有更好持续游泳能力 Higher values indicate better sustained swimming ability
	口裂相对大小1 Relative mouth opening 1	(口裂宽 × 口高)/(体宽 × 体高) (Mouth width × Mouth height)/(Body width × Body depth)	最大捕食能力, 比值越高, 能力越强 Maximum feeding capacity, higher ratio indicates stronger ability
	口裂相对大小2 Relative mouth opening 2	口裂宽 × 口高/下颌长 Mouth width × Mouth height/Lower jaw length	比值越高, 表示其摄食体型更大食物的能力越强 Higher ratio indicates ability to consume larger food items
	口裂形状 Mouth opening shape	口高/口裂宽 Mouth height/Mouth width	食物形状 Shape of food
眼睛	眼睛相对长度 Relative eye length	眼径/头长 Eye diameter/Head length	对食物的可视范围 Visual range of food
	相对眼径 Relative eye diameter	眼间距/眼径 Interorbital width/Eye diameter	比值越高, 对食物的可视范围越大 The higher the ratio, the greater the visual range of food
	口位 Mouth position	端位、上位、下位 Termina, superior, inferior	不同位置表示获得食物组成不一样 Different location means different food composition
繁殖 Breed	鱼卵生态类型 Ecological types of fish eggs	沉黏性、黏性、浮性、漂流性 Pelagic, adhesive, buoyant, drift	不同产卵类型表示生长发育和繁衍方式不一样 Different spawning types indicate varied methods of growth, development, and reproduction

此外, 由于淡水鱼类洄游类型和栖息水层具有重要的生态学意义, 与其群落结构和功能多样性相关, 因此本研究统计了北京地区鱼类的洄游类型以及栖息水层, 并进行了鱼类特征的分组(陈秋菊等, 2022)。

1.3 功能多样性指数的计算

使用 R 4.3.3 的 FD 包进行功能丰富度指数 (functional richness index, *FRic*)、功能均匀度指数 (functional evenness index, *FEve*)、功能离散度指数 (functional divergence index, *FDiv*) 以及功能分散度指数 (functional dispersion index, *FDIs*) 的计算 (Ihaka & Gentleman, 1996; Laliberté & Legendre, 2010)。

功能丰富度指数 (*FRic*) 是指有机体在群落中所占据的功能空间的大小, 体现的是生态空间利用程度。该指数越大, 生态空间利用程度越高 (Laliberté & Legendre, 2010; 陈秋菊等, 2022)。

$$FRic = \frac{SF_{ic}}{R_c} \quad (1)$$

式中, SF_{ic} 为群落 i 中性状 c 的功能丰富度指数, R_c 表示所有群落中性状 c 占据的生态位空间。

功能均匀度指数 (*FEve*) 是指在群落内有机体的功能特征在生态空间上分布的均匀程度, 是多度量生态功能空间如何被填充的指标。该指数越大, 说明对有效资源利用越全面, 效率越高 (Laliberté & Legendre, 2010; 陈秋菊等, 2022)。

$$PEW_l = \frac{1}{\sum_{S-1} \sum_{j=2}^{S-1} \frac{dist(i,j)}{W_i + W_j}} \times \frac{dist(i,j)}{W_i + W_j} \quad (2)$$

$$FEve = \frac{\sum_{i=1} \min\left(PEW_l, \frac{1}{S-1}\right) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}} \quad (3)$$

式中, S 为物种数, W_i 、 W_j 为物种 i 和物种 j 的相对丰度, $dist(i, j)$ 为物种间的欧式距离, l 为分支长, PEW_l 为分支长权重。

功能离散度指数 (*FDiv*) 表示群落内有机体特征值的差异性, 体现了群落内有机体的生态位分化和资源竞争程度。该指数越高, 说明群落内有机体生态位互补程度越强, 竞争越弱 (Villéger et al, 2008; 陈秋菊等, 2022)。

$$g_k = \frac{1}{S} \times \sum_{i=1}^s x_{ik} \quad (4)$$

$$dG_i = \sqrt{\sum_{k=1}^T (x_{ik} - g_k)^2} \quad (5)$$

$$\overline{dG} = \frac{1}{S} \sum_{i=1}^s dG_i \quad (6)$$

$$\Delta d = \sum_{i=1}^s W_i \quad (7)$$

$$\Delta|d| = \sum_{i=1}^s W_i \times |dG_i - \overline{dG}| \quad (8)$$

$$FDiv = \frac{\Delta d + \overline{dG}}{\Delta|d| + \overline{dG}} \quad (9)$$

式中, x_{ik} 为物种 i 的性状 k 的值, g_k 为性状 k 的重心, dG_i 为物种 i 到性状 k 的欧氏距离, \overline{dG} 为物种到性状 k 的平均距离, Δd 为丰富度加权偏加的总和。

功能分散度指数 (*FDIs*) 表示个体在多维特征空间中到所有物种重心的平均距离, 其可以通过相对丰度对单个物种的距离进行加权来解释物种丰度, 该指数可以代表群落当中成员的功能性状相似性程度且该指数不受物种丰富度的影响。该指数越大, 表明群落中个体的生态位分化程度更大, 成员间的竞争强度更小 (Laliberté & Legendre, 2010; Prada-Salcedo et al, 2021)。

$$c = [ci] = \frac{\sum a_j x_{ij}}{\sum a_j} \quad (10)$$

$$FDIs = \frac{\sum a_j z_j}{\sum a_j} \quad (11)$$

式中, a_j 为物种 j 的丰度, x_j 为物种 j 的位置, z_j 为物种 j 到重心 c 的距离。

2 结果

2.1 鱼类物种组成

2.1.1 时间尺度上北京市鱼类组成变化

自 1920 年至 2024 年, 北京市范围 (以当前北京市行政区划辖域计) 内共记录到鱼类 94 种, 隶属于 11 目 23 科 69 属, 其中土著鱼类 81 种。

1920–1960 年, 北京生态系统还基本处于原始自然状态, 该时期土著鱼类共有 81 种, 隶属于 10 目 19 科 57 属。在目级水平上, 鲤形目鱼类最多且远超过其余各目, 有 59 种, 占该时期总物种数的 72.8%; 其次为鲈形目, 有 9 种, 占总物种数的 11.1%; 鲇形

目第三,有5种,占总物种数的约6.2%。此外,合鳃目有2种,鲱形目、鲑形目、鳗鲡目、颌针鱼目、刺鱼目以及海龙目各有1种。在科级水平上,鲤科鱼类物种数最多且远超其余各科,有49种,占总物种数的约60.5%;其次是虾虎鱼科,有5种,占总物种数的约6.2%;条鳅科和鲿科各有4种;鳅科和沙鳅科各有3种;鳃科、鲑科、鳗鲡科、鲇科、大颌鲂科、刺鱼科、海龙科、合鳃鱼科、刺鳅科、鳅科、斗鱼科、鳢科以及沙塘鳢科均只有1种。该时期尚不存在外来鱼类。

1960–1984年期间北京及其周边地区大量水利工程完成。该时期调查到北京市土著鱼类共有66种,隶属于7目16科49属。从目级水平来看,以鲤形目为主,有53种,占总物种数的约80.3%;其次为鲈形目,有6种,占总物种数的约9.1%;鲇形目有3种;合鳃目有2种;刺鱼目、鲑形目以及颌针鱼目均只有1种。在科级水平上,鲤科鱼类物种数最多,共有45种,占总物种数的约68.2%;鳅科和沙鳅科均有3种;条鳅科、鲿科以及虾虎鱼科均有2种;刺鳅科、刺鱼科、大颌鲂科、斗鱼科、鲑科、鳅科、合鳃鱼科、鳢科、鲇科以及沙塘鳢科均只有1种。该时期外来鱼类共有8种,隶属于3目4科8属。

1984–2013年期间,结合《北京及其邻近地区的鱼类》进行统计,该时期调查到北京土著鱼类48种,隶属于6目14科34属。从目级水平上看,以鲤形目为主,有33种,占总物种数的约68.8%;其次为鲈形目,有7种,占总物种数的约14.6%;鲇形目有4种;合鳃目有2种;颌针鱼目和刺鱼目均只有1种。科级水平上,鲤科鱼类最多,有28种,占总物种数的约58.3%;鳃科、鳅科以及虾虎鱼科均有3种;条鳅科有2种;刺鳅科、刺鱼科、大颌鲂科、斗鱼科、鳅科、合鳃鱼科、鳢科、鲇科以及沙塘鳢科均只有1种。该时期外来鱼类共有9种,隶属于4目5科9属。

2013–2024年,统计调查到北京土著鱼类55种,隶属于7目15科39属。目级水平上,鲤形目鱼类物种数最多,有40种,占物种总数的约72.7%;其次为鲈形目,有7种,占总物种数的约12.7%;鲇形目有3种;合鳃目有2种;鲑形目、颌针鱼目和刺鱼目均只有1种。科级水平上,鲤科鱼类最多,共有34种,占总物种数的约61.8%;其次为条鳅科、鳅科和虾虎鱼科,均有3种;鳃科有2种;刺鳅科、刺鱼科、大颌鲂科、

斗鱼科、鲑科、鳅科、合鳃鱼科、鳢科、鲇科以及沙塘鳢科均只有1种。这一时期外来鱼类共有14种,隶属于4目7科14属。

2013年以前北京土著鱼类物种多样性在目级、科级、属级以及种级水平上均不断减少,2013年以后有所上升,但与1920–1960年还存在一定差距(图1)。1920–1960年分布于北京但不见于以后各时期的土著鱼类有9种;1920–1960年与1960–1984年这两个时期共有的土著鱼类物种数最多,共计为66种(图2)。

2.1.2 建成区和生态涵养区的鱼类组成

统计2013–2024年北京地区的鱼类记录表明,建成区土著鱼类共计36种,隶属于5目12科28属。从

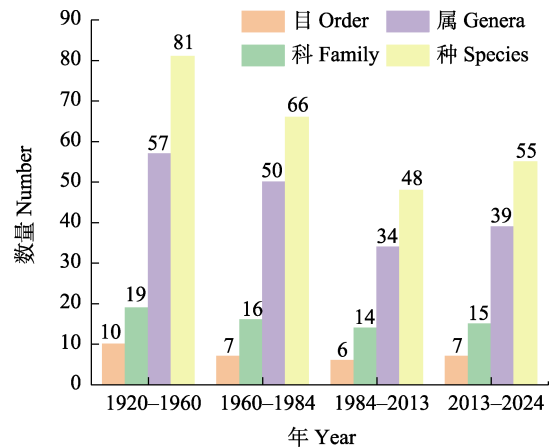


图1 北京地区四个时期土著鱼类目、科、属、种级水平组成比较

Fig. 1 Comparison of the order, family, genus and species level composition of native fish in the four periods of Beijing

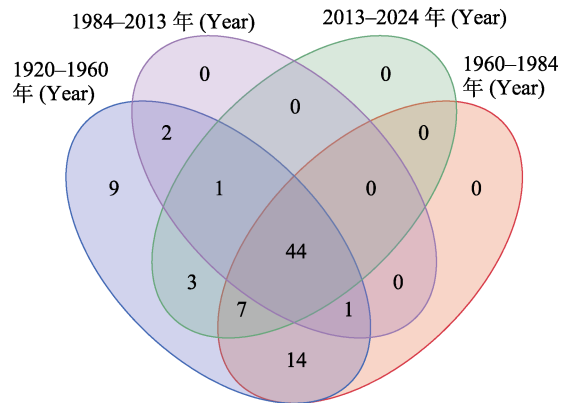


图2 北京地区四个时期土著鱼类物种数韦恩图

Fig. 2 Venn diagram of the species number of native fishes in the four periods of Beijing

目级水平来说, 鲤形目有25种, 占总物种数最多, 约为69.4%; 其次为鲈形目, 有6种, 占总物种数的约16.7%; 鲇形目和合鳃目均有2种; 颌针鱼目只有1种。科级水平上, 鲤科鱼类最多, 有24种, 占总物种数的约66.7%; 虾虎鱼科有2种; 鳅科、鲇科、鲮科、大颌鲮科、合鳃鱼科、刺鳅科、鳊科、斗鱼科、鳢科以及沙塘鳢科均只有1种。建成区的外来鱼类共有9种, 隶属于3目5科9属。

生态涵养区土著鱼类共计53种, 隶属于7目15科39属。在目级水平上, 鲤形目鱼类最多, 有38种, 占总物种数的约71.7%; 其次为鲈形目, 有7种, 占总物种数的13.2%; 鲇形目有3种; 合鳃目有2种; 鲑形目、颌针鱼目以及刺鱼目均只有1种。科级水平上, 鲤科鱼类最多, 有32种, 占总物种数的约60.4%; 条鳅科、鳅科以及虾虎鱼科均有3种; 鲮科有2种; 鲑科、鲇科、大颌鲮科、刺鱼科、合鳃鱼科、刺鳅科、鳊科、斗鱼科、鳢科以及沙塘鳢科均只有1种。生态涵养区的外来鱼类共有13种, 隶属于4目7科13属。

建成区与生态涵养区共有的土著鱼类有34种, 占建成区土著鱼类总数的94.4%, 占生态涵养区土著鱼类总数的64.2%, 不见于生态涵养区的土著鱼类仅2种, 分别为缺须鲮(*Acheilognathus imberbis*)和银鲮(*Squalidus argentatus*), 而生态涵养区有19种土著鱼类不见于建成区。

不仅如此, 生态涵养区中鲑亚科、雅罗鱼亚科、鮠亚科、鲴亚科、鮡亚科、条鳅亚科以及花鳅亚科的土著鱼类物种数都比建成区多, 其中鲑亚科、鲴亚科和条鳅亚科均不存在于建成区(表3)。

2.2 功能多样性

2.2.1 时间尺度上鱼类功能多样性的变化

四个时期土著鱼类的功能丰富度指数(*FRic*)差异较大, 变化范围为4.220–28.889, 其中前三个时期功能丰富度呈现不断下降的趋势, 1984–2013年下降到最低谷(4.220), 但在2013–2024年小幅度回升, 为4.524 (图3)。四个时期土著鱼类功能均匀度指数(*FEve*)、功能离散度指数(*FDiv*)以及功能分散度指数(*FDis*)的变化与功能丰富度指数相比不明显。功能均匀度指数的变化范围为0.831–0.844, 1920–1960年为0.843, 1960–1984年为0.840, 1984–2013

表3 北京市建成区与生态涵养区土著鱼类亚科物种数比较
Table 3 Comparison of species numbers of native fish subfamilies between built-up area and ecological conservation area in Beijing

亚科 Subfamily	建成区物种数 Species numbers of built-up area	生态涵养区物种数 Species numbers of ecological conservation area
鲑亚科 Salmoninae	0	1
马口鱼亚科 Opsariichthyinae	2	2
雅罗鱼亚科 Leuciscinae	1	3
鮠亚科 Culterinae	4	5
鲴亚科 Xenocyprinae	0	2
鲮亚科 Acheilognathinae	7	6
鮡亚科 Gobioninae	8	12
鲤亚科 Cyprininae	2	2
条鳅亚科 Nemacheilinae	0	3
花鳅亚科 Cobitinae	1	3
青鲮亚科 Oryziinae	1	1
刺鳅亚科 Mastacembelinae	1	1
斗鱼亚科 Macropodinae	1	1

年出现最高值(0.844), 紧接着2013–2024年为最低值(0.831)。土著鱼类功能离散度指数呈现整体下降的趋势, 其变化范围为0.774–0.787, 1920–1960年为最高值(0.787), 1960年以后不断下降, 2013–2024年达到最低值(0.774)。土著鱼类功能分散度指数的变化范围为3.311–3.481, 1960–1984年先下降, 1984–2013年又有所上升, 2013–2024年又下降为最低值3.311 (图3)。

加入外来鱼类的功能多样性的计算结果表明, 功能丰富度指数在四个时期之间的差异最大, 变化范围为11.358–28.889, 变化趋势与土著鱼类功能丰富度指数一致, 为先下降后回升。1984年以前, 功能丰富度大幅度下降, 1984–2013年期间为最低值(11.358), 2013–2024年回升到19.888。其余3个指数在四个时期期间的变化不明显。功能均匀度指数的变化范围为0.837–0.845。1960–1984年为最高值(0.845), 1984–2013年有所下降, 2013–2024年为最小值(0.837)。功能离散度指数在四个时期期间不断下降, 2013–2024年下降到最小值(0.780)。功能分散度指数的变化范围为3.336–3.541。1960–1984年下降为最小值(3.336), 1984–2013年又上升为最高值(3.541), 2013–2024年又有所下降(图3)。

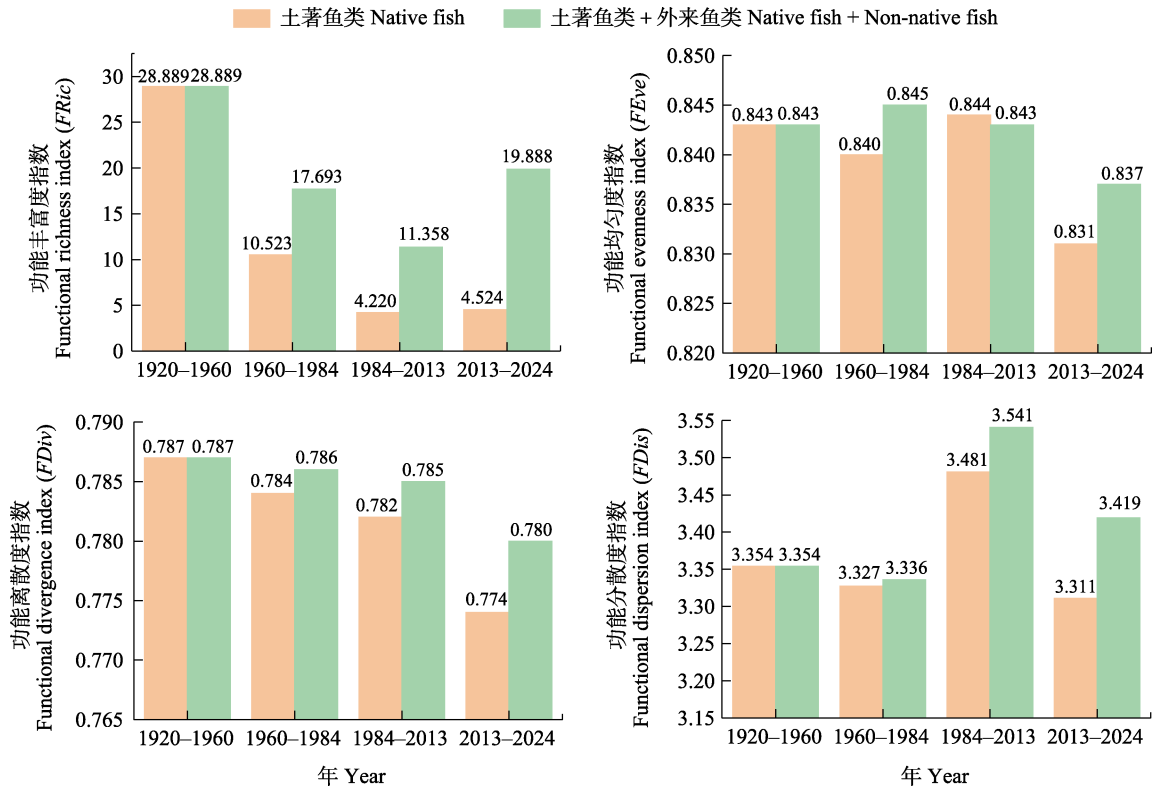


图3 北京四个时期鱼类功能多样性指数的比较
Fig. 3 Comparison of fish functional diversity indices in the four periods of Beijing

2.2.2 建成区和生态涵养区的鱼类功能多样性

建成区土著鱼类的4个功能多样性指数均比生态涵养区低, 其中功能丰富度指数的差异最大, 建成区为0.386, 生态涵养区为4.641。功能均匀度指数、功能离散度指数以及功能分散度指数的差异较小, 建成区功能均匀度指数、功能离散度指数和功能分散度指数分别为0.825、0.770、3.326, 生态涵养区功能均匀度指数、功能离散度指数和功能分散度指数分别为0.841、0.780、3.362 (图4)。

加入外来鱼类的功能多样性指数的计算结果表明, 功能丰富度指数在两地区间的差距最大, 建成区为1.639, 生态涵养区为14.156。其他3个指数变化较小, 建成区功能均匀度指数、功能离散度指数和功能分散度指数分别为0.832、0.776、3.392, 生态涵养区功能均匀度指数、功能离散度指数、功能分散度指数分别为0.840、0.785、3.386 (图4)。

2.3 北京市鱼类功能空间

四个时期的整体功能空间大小和生态位均匀程度变化很小, 但其中外来鱼类与土著鱼类生态位的分布情况在各个时期却有所不同。1920-1960年

尚未有外来鱼类, 且土著鱼类生态位分布较为均匀。1960-1984年开始出现少量外来鱼类占据土著鱼类生态位的现象。处于功能空间边缘的物种对功能空间的形状往往起到了决定作用, 由此可以推断1920-1960年凌河小鰾鮡(*Microphysogobio linghensis*)、瓦氏黄颡鱼(*Pelteobagrus vachellii*)以及长吻鮠(*Leiocassis longirostris*)的消失对功能空间形状影响较大。1984-2013年土著鱼类生态位空缺和重叠现象严重, 并且外来鱼类占据了大量空缺的土著鱼类生态位。该时期池沼公鱼(*Hypomesus olidus*)以及河川沙塘鳢(*Odontobutis potamophilus*)的出现对功能空间性状产生决定作用。2013-2024年, 一部分土著鱼类生态位得到了恢复, 但仍然还有较多生态位被外来鱼类所占据, 该时期鳡(*Elopichthys bambusa*)、贝氏鲃(*Hemiculter bleekeri*)和凌河小鰾鮡的出现对功能空间性状影响较大(图5)。

建成区生态位空缺比生态涵养区更为严重且剩余生态位有大量重叠(图6), 但由于建成区和生态涵养区都具有鲃(*Silurus asotus*), 因此这两个区域的功能空间形状变化不大。不仅如此, 两地区均存

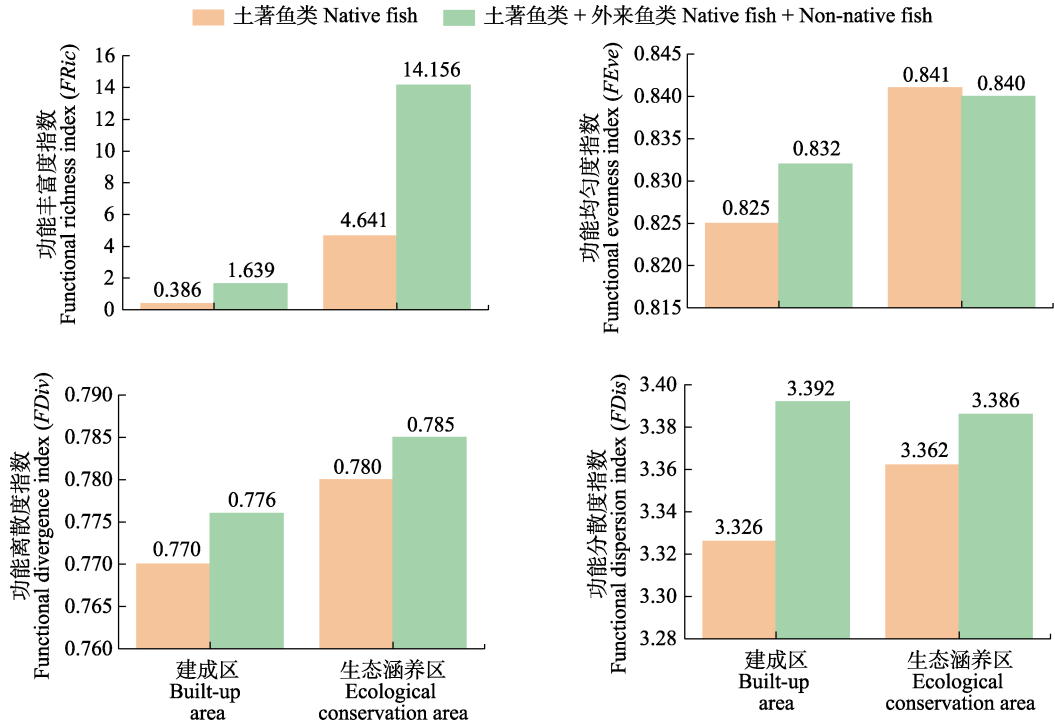


图4 北京市建成区与生态涵养区鱼类功能多样性指数的比较
Fig. 4 Comparison of fish functional diversity indices between built-up area and ecological conservation area in Beijing

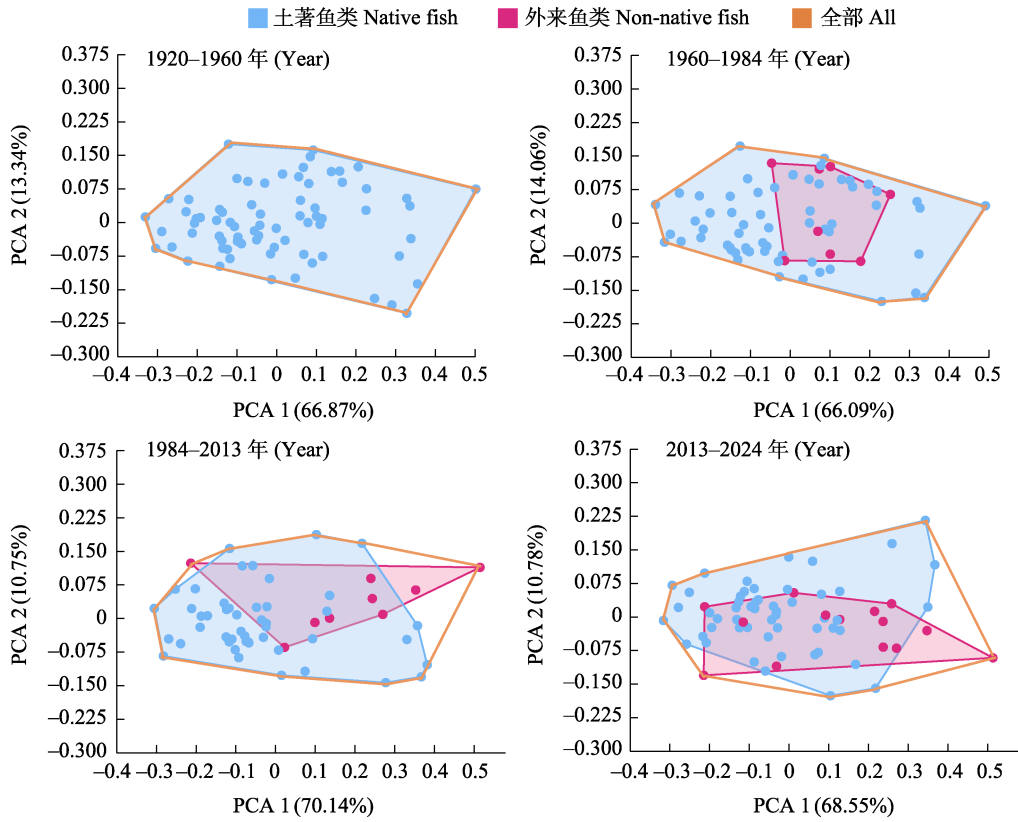


图5 北京市四个时期的鱼类功能空间比较
Fig. 5 Comparison of fish functional space in the four periods of Beijing

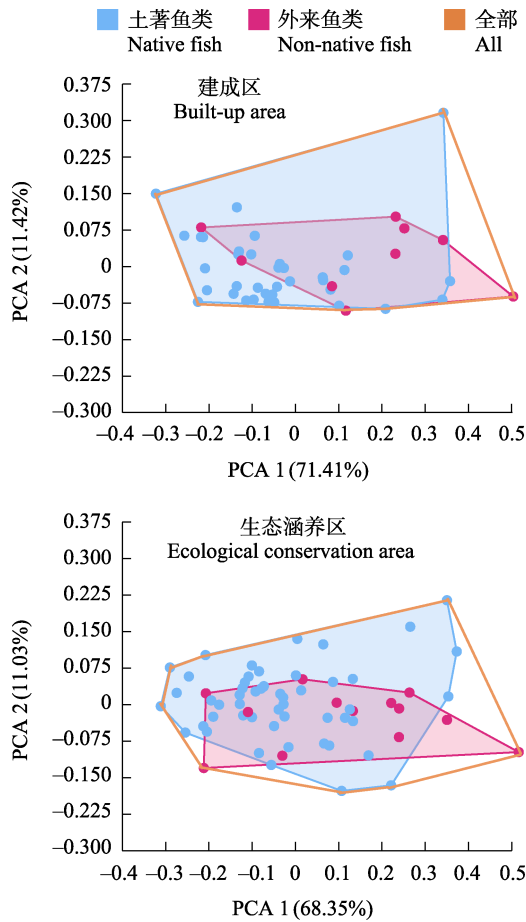


图6 北京市建成区与生态涵养区土著鱼类功能空间比较
Fig. 6 Comparison of functional space of native fish in built-up area and ecological conservation area in Beijing

在较多外来鱼类占据生态位。

2.4 北京市鱼类特征的分组

按照栖息水层、洄游类型、产卵类型和食性对北京地区鱼类的生活习性进行划分,并将不同时期的鱼类生态类型进行比较。在栖息水层方面,北京地区四个时期的变化极小,均为中层鱼类占比最大,为45%左右;其次为下层鱼类和底层鱼类,占比均在25%左右;上层鱼类占比最小,约为5%左右。在洄游类型方面,四个时期均以非洄游型鱼类为主体,占比均在90%以上;河湖洄游型鱼类以及江海洄游型鱼类占比极小,江海洄游型鱼类甚至只在1920-1960年出现。在产卵类型方面,四个时期均以产沉黏性卵鱼类和产黏性卵鱼类为主,其中产沉黏性卵的鱼类占比最大,四个时期均大于40%;其次为产黏性卵鱼类;产漂流性卵鱼类占比第三;产浮性卵鱼类占比最少,均小于8%。在食性方面,四个

时期均以杂食性鱼类和肉食性鱼类为主,其中杂食性鱼类占比略多于肉食性鱼类;植食性鱼类最少,且占比与其他两个类型相差较大,四个时期均小于16%。总体来说,北京地区四个时期鱼类的生态类型比例基本一致,仅有微小变化(图7)。

将北京市建成区和生态涵养区的鱼类生态类型进行对比,可以看出在栖息水层方面,建成区和生态涵养区均是中层鱼类占比最大,分别约为49%和47%;其次均为下层鱼类和底层鱼类,并且下层鱼类和底层鱼类的占比相近。在洄游类型方面,两地区均以非洄游型鱼类为主,其在两地区鱼类总物种数中的占比均高于90%,远远大于河湖洄游型的鱼类占比。在产卵类型方面,建成区和生态涵养区均以产沉黏性卵鱼类和产黏性卵鱼类为主,其中产沉黏性卵的占比最大,在建成区和生态涵养区中分别占比约为42%和50%;其次为产黏性卵鱼类;产漂流性卵鱼类占比第三;产浮性卵鱼类占比最小,在两地区中占比均小于10%。在食性方面,两地区均为杂食性鱼类占比最大,其在建成区和生态涵养区中的占比分别约为49%和48%;其次为肉食性鱼类;植食性鱼类占比最少,在两地区中占比均小于14%。总体来说,建成区和生态涵养区鱼类生态类型比例基本一致,差距不明显(图8)。

3 讨论

3.1 北京地区不同时期鱼类功能多样性的变化和影响因素

土著鱼类功能多样性的3个指数中,功能丰富度指数在四个时期中的波动最大,且其变化趋势与各个时期的土著鱼类物种数一致。1920-1960年,物种数和功能丰富度指数都较高,此时北京地区各水体还处于相对自然的状态,开发利用较少,土著鱼类资源丰富。1960-1984年期间土著鱼类物种数减少了15种,功能丰富度指数下降明显,从28.889下降到10.523,这主要是由于20世纪50-60年代是新中国第一次水利建设的高潮。1960-1984年期间,北京及其邻近地区修建了大量水利工程,如密云水库、官厅水库、怀柔水库、海子水库等均为该时期建立(张春光和赵亚辉, 2013)。这些水利工程极大地降低了河流流通性,不能满足部分洄游型鱼类、河口型鱼类以及产漂流性卵鱼类的生存条件。

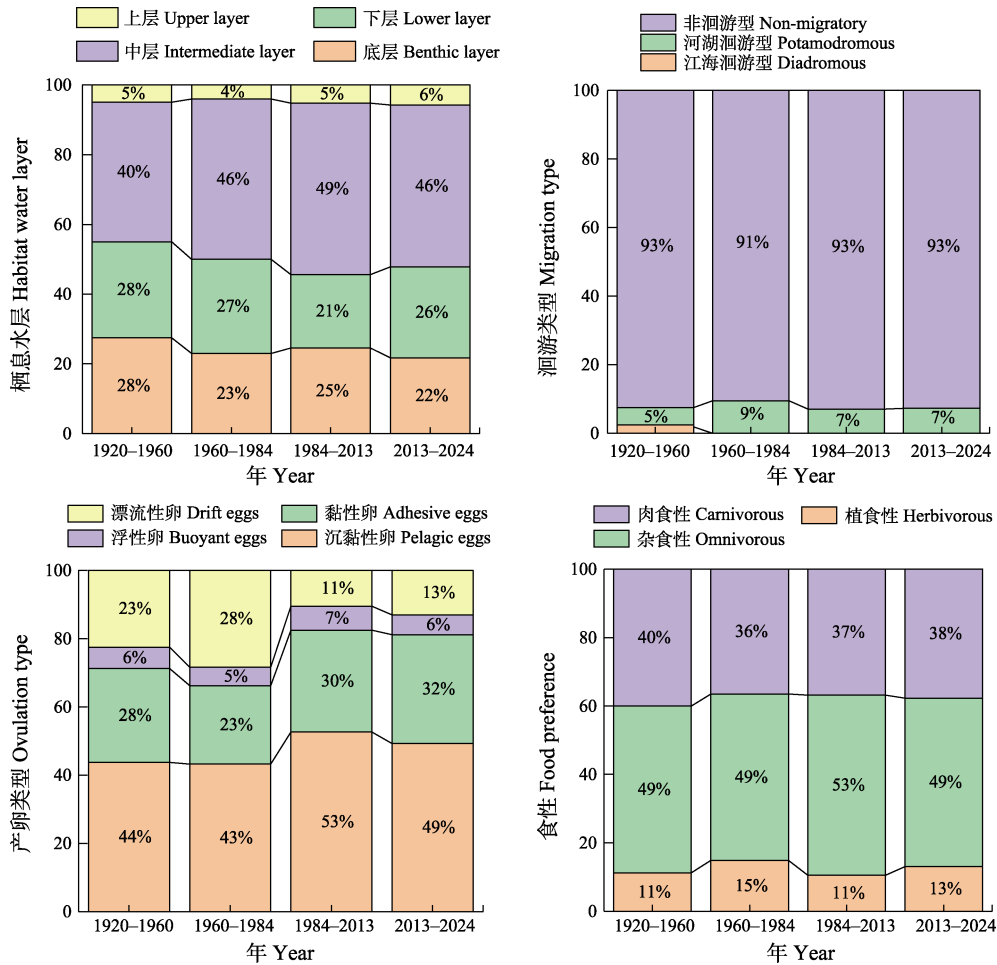


图7 北京市四个时期鱼类按栖息水层、洄游类型、产卵类型以及食性的生态分布

Fig. 7 Ecological distribution of fishes in Beijing in four periods according to habitat water layer, migration type, ovulation type and food preference

1960–1984年期间溯河洄游类型的凤鲚(*Coilia nasus*)、降海洄游类型的鳗鲡(*Anguilla japonica*)和河口型的冠海马(*Hippocampus coronatus*)、纹缟虾虎鱼(*Tridentiger trignocephalus*)、斑尾刺虾虎鱼(*Acanthogobius ommaturus*)以及产漂流性卵的蒙古鲌(*Culter mongolicus*)均不存在。不仅如此,以北京为模式产地的尖头高原鳅(*Triplophysa cuneicephala*)也在该时期消失,这些具有独特功能性状鱼类的消失会导致鱼类生活习性更为相似、功能同质化,从而使得功能丰富度大幅下降(Laliberté & Legendre, 2010; Chua et al, 2019)。

1984–2013年期间,土著鱼类物种数减少了18种,功能丰富度从10.523进一步下降到4.220,并达到四个时期的最低值,其主要原因是快速城市化过程使得建成区面积不断扩张、人口数量迅速增多,

并由此带来了4个主要方面的不利影响:(1)工农业用水以及人们日常生活用水的增加使得水资源短缺,导致了许多河道断流、干枯,直接影响了鱼类的生存;(2)受多种因素驱动,小型永久性或临时性挡水设施的大量出现使一些河道进一步被阻断,连通性降低,使得鱼类的生境高度破碎化;(3)水体遭受污染严重、水体富营养化;(4)渔业发展以及娱乐活动带来的过度捕捞现象严重(张春光和赵亚辉, 2013)。这些不利影响均使得1984–2013年期间土著鱼类资源大量减少,尤其是一些对水质和河道连通性要求较高或喜激流生活的鱼类。该时期细鳞鲑(*Brachymystax lenok*)、赤眼鲮(*Squaliobarbus curriculus*)、银鲴(*Xenocypris argentea*)、多鳞白甲鱼(*Onychostoma macrolepis*)、东方薄鳅(*Leptobotia orientalis*)、黄线薄鳅(*L. flavolineata*)等多个物种

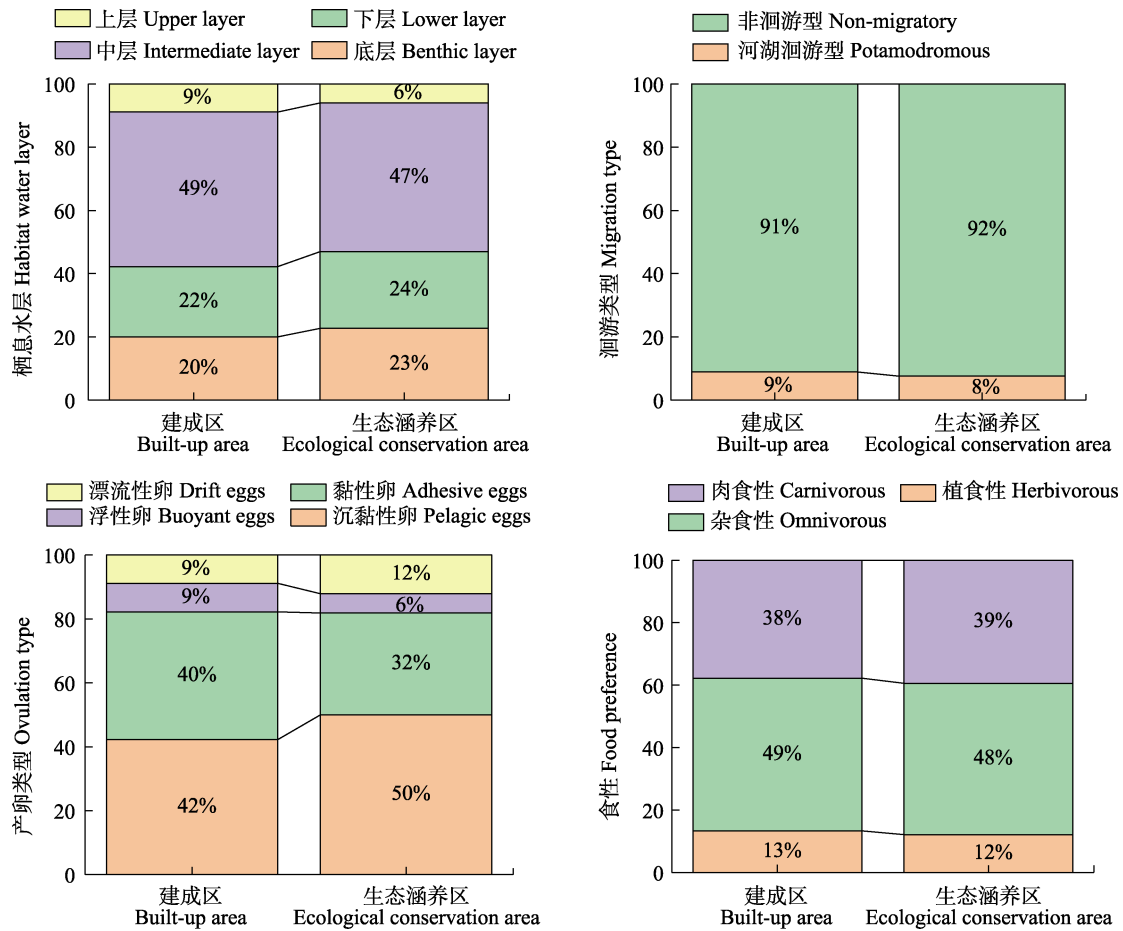


图8 北京市建成区与生态涵养区鱼类按栖息水层、洄游类型、产卵类型以及食性的生态分布

Fig. 8 Ecological distribution of fish in built-up areas and ecological conservation areas of Beijing by habitat water layer, migration type, ovulation type and food preference

均消失, 这些物种的消失使得大量生态位空缺。不仅如此, 细鳞鲑以及黄线薄鳅为极危或濒危动物(张鄂和曹文宣, 2021), 而濒危物种往往具有更独特的功能特征值, 因此这些物种的消失无疑会加剧该时期功能丰富度的下降。

2013年以后, 土著鱼类物种数和功能丰富度指数有所回升, 这可能与以下一些原因有关。(1)水资源短缺的情况通过“南水北调”“引黄入京”等跨流域调水工程而得到了很好的缓解(刘晓等, 2015; 刘苗等, 2016)。例如, 原本宽阔的永定河自1995年开始出现断流现象, 直至2019年实施了永定河北京段生态补水后才使断流的情况有所缓解(孙冉等, 2021; 苟少杰等, 2023)。(2)北京地区水资源利用结构发生了明显变化, 2013年以后北京地区农业用地和重工业的减少使得农业用水与工业用水减少, 与此同时, 环境用水大大增加(杨硕, 2018)。(3)人工增殖放流工

作的持续开展。(4)禁渔制度的推行以及人们对于水生生物保护意识的加强, 酷渔滥捕的现象大大减少。这些因素均使得大量先前已消失的北京土著鱼类, 如细鳞鲑、瓦氏雅罗鱼(*Leuciscus waleckii*)、达氏鲃(*Culter dabryi*)、黄尾鲴(*Xenocypris davidi*)、似鳊(*Pseudobrama simoni*)、唇鲮(*Hemibarbus labeo*)、花鲮(*H. maculatus*)、银鲃、凌河小鰾鲃以及北鳊(*Lefua costata*)在2013年以后又重新出现, 鱼类功能丰富度指数逐渐上升。其中值得注意的是, 加入了外来鱼类功能性状的计算结果表明, 2013–2024年的功能丰富度明显上升且超越了1960–1984年的功能丰富度; 但仅有土著鱼类功能性状的计算结果表明 2013–2024 年的功能丰富度仅略高于 1984–2013 年, 并没有超过 1960–1984 年的功能丰富度, 这说明 2013–2024 年北京市外来鱼类主要占据了当时部分土著鱼类空缺的功能性状。

功能均匀度指数在北京地区四个时期中的变化幅度很小, 说明四个时期中鱼类功能性状的分布以及对资源的利用效率大致相同、生态位互补程度相近(Massicotte et al, 2014; 帅方敏等, 2017)。土著鱼类的功能均匀度指数波动程度比土著鱼类和外来鱼类共同计算的功能均匀度指数略大, 这也同样说明了北京市外来鱼类的进入占据了部分土著鱼类功能性状的空缺。2013–2024年虽然鱼类物种数有所回升, 但这一时期功能均匀度指数却最低, 说明2013–2024年恢复的部分土著鱼类以及该时期出现的外来鱼类均不具较多独特的功能性状, 其功能性状的分布依旧不均匀。功能离散度指数和功能分散度指数在不同时期差异也很小, 即四个时期鱼类对饵料资源和栖息地的竞争表现大致相似(Villéger et al, 2008; 帅方敏等, 2017)。四个时期的土著鱼类功能离散度指数逐渐递减, 这可能主要由两方面原因导致: (1)人为因素的干扰使得水质变差、鱼类的饵料资源及栖息地减少, 因此鱼类物种间竞争压力加大; (2) 1960年以后部分外来鱼类的生态位与北京土著鱼类重叠, 从而加大了它们之间的竞争力。

3.2 空间尺度上鱼类功能多样性的变化及影响因素

建成区土著鱼类功能多样性的3个指数均小于生态涵养区, 反映了北京市建成区与生态涵养区相比鱼类栖息环境单一、栖息地不稳定且鱼类物种间竞争更激烈(Villéger et al, 2008; Massicotte et al, 2014; 帅方敏等, 2017), 其中功能丰富度的变化最为明显。其他城市已有的关于鱼类功能多样性的研究(如深圳市以及新安江源头城区段河流)也均表明城市化会导致城区鱼类的功能丰富度降低(Qiao et al, 2022; Yang et al, 2024)。

建成区是城市发展的核心区域, 具有基本完善的市政公用设施和城市建设用地, 其对自然环境的开发利用远远大于生态涵养区(朴妍和马克明, 2006)。建成区中许多河道有断流的现象, 导致河道断流的主要原因不仅有气候干旱、水资源短缺, 还有一重要因素是建成区许多河流上游的水利工程建设管理不当, 河流断流将直接影响土著鱼类的生存并缩小其分布范围(张春光和赵亚辉, 2013)。建成区对河道的整治以及各种水库的建立还会使得河道渠化、河道长度变短, 水流量及水流速减少、水

文条件趋于单一, 因此建成区多为喜静水或缓流生活的鱼类, 而喜激流生活的鱼类则极少分布在建成区, 即使存在也多为养殖放流种。其次, 建成区中城市建设以及人们日常生活所产生的污水、废水还会导致河道水质污染、水温上升, 从而影响对水质要求高的鱼类或冷水性鱼类的生存。不仅如此, 建成区中由于生活娱乐而带来的捕捞现象更为严重, 这也会直接导致土著鱼类资源的减少。建成区相较于生态涵养区其鱼类饵料资源以及栖息环境面积更为紧张, 因此鱼类物种间的竞争更为激烈, 导致建成区功能离散度指数低于生态涵养区。

鲑亚科、鲟亚科和条鳅亚科的土著鱼类只分布于生态涵养区(表3)。隶属于鲑亚科的细鳞鲑在建成区中缺失的原因可能是细鳞鲑喜在水质清澈、水温较低的急流处活动(张春光和赵亚辉, 2013), 而建成区不仅水质较差、水温较高而且多为静水湖泊。隶属于鲟亚科的似鳊在建成区中的缺失可能是由于似鳊喜在流水的逆流处活动(张春光和赵亚辉, 2013), 但建成区河流流速较慢, 无法满足其生活习性需求。条鳅亚科对水质的要求较高, 喜生活在山区河流或高原湖泊中, 因此在建成区无分布。建成区这些亚科土著鱼类的消失会导致大量生态位的缺失, 因此建成区土著鱼类功能特征以及鱼类对资源的利用方式的单一化, 导致功能丰富度指数和功能均匀度指数低于生态涵养区。

3.3 外来鱼类

超大城市北京的城市化发展导致越来越多的外来鱼类进入。1920–1960年, 北京市鱼类全部为土著鱼类; 1960–1984年, 外来鱼类物种数占当时鱼类总物种数的约12.1%; 1984–2013年, 外来鱼类占比约18.8%; 2013–2024年, 外来鱼类占比约25.5%。四个时期外来鱼类数量占比呈不断上升的趋势, 导致外来鱼类数量上升的原因主要有以下几个方面: (1)超大城市中往往人们更加注重娱乐生活, 休闲垂钓活动也在升级, 如“路亚”这种专门钓掠食性鱼类的钓法。这些掠食性鱼类中很多都为外来鱼类, 但由于钓鱼爱好者的需求导致它们通过各种途径进入了北京地区水域, 并不断扩张, 威胁土著鱼类。目前大口黑鲈(*Micropterus salmoides*)和蓝鳃太阳鱼(*Lepomis macrochirus*)等外来物种已成为“路亚”玩家们的主要淡水目标鱼类。(2)城市热岛效应以及很

多高温再生水未经冷却处理就向河流中排放, 使得北京地区、尤其是建成区的河流水温上升, 从而导致一些适应温暖气候的南方鱼类, 如河川沙塘鳢, 可在北京地区生存并扩散(彭少麟等, 2005; 贾文茜等, 2021; Yu et al, 2024)。(3)随着城市化发展, 具有宗教信仰的人口数量增加, 鱼类放生活动的频率相应增加, 但由于大多数人缺乏外来鱼类的相关知识, 没有对放生鱼类的物种进行科学合理的评估, 导致很多外来鱼类进入当地水生生态系统。(4)大银鱼(*Protosalanx hyalocranius*)、大口黑鲈、池沼公鱼等都是重要的经济鱼类, 水产养殖过程也会使得部分外来物种进入到当地自然系统中, 甚至形成野外繁殖种群。(5)城市化发展促进了经济、贸易和交通的快速发展, 从而导致物种跨国或跨流域交流的频率越来越高, 增加了外来鱼类进入的风险(Yu et al, 2024)。

前已述及, 如将第一时期(1920–1960年)和现今(2013–2024年)的鱼类功能多样性进行比较, 可以看到两者的功能丰富度指数实际上是比较接近的(图3), 但如果以土著鱼类的功能丰富度进行评价, 则它们差距很大。造成这一现象的主要原因是大量外来鱼类占据了空缺出来的土著鱼类的功能空间(图5), 并且这一替代还有扩大的趋势。


为减少外来鱼类对土著鱼类的不良影响, 本文提出以下几个建议: (1)制定关于外来入侵物种防控管理和危害治理的地方法规制度; (2)利用互联网、电视广播等媒体以及学校、博物馆等加强对外来鱼类防控的科普宣传, 提高大众的生态安全意识; (3)在外来鱼类引入之前进行科学合理的评估, 加强对检疫、国际贸易和运输等行业人员的培训, 提高他们对早期鱼类入侵的警惕, 严格限制外来入侵种的进入; (4)对已经进入自然水体的外来鱼类也要进行严格监管和评估, 并制定科学的控减方案。

此外要更加注重土著鱼类功能多样性的提高, 而不是片面追求鱼类物种数量的提升。由于受全球气候变化和城市化发展影响, 北京地区的气候条件与水生生态系统条件已与1960年以前有了很大差距(杨浩, 2013), 因此盲目追求完全恢复历史状态是不现实的, 应在控制外来物种的同时, 致力于恢复土著鱼类的功能多样性。

致谢: 感谢国家动物标本资源库(National Animal Collection Resource Center)提供标本检视的支持。

ORCID

孙智闲  <https://orcid.org/0000-0003-0565-2801>

赵亚辉  <https://orcid.org/0000-0002-4615-596X>

参考文献

- Boët P, Belliard J, Berrebi-dit-Thomas R, Tales E (1999) *Man and River Systems*. Springer, Dordrecht.
- Chen QJ, Sun ZX, Li XJ, Zhang R, Xi R, Tian C, Wang X, Xing YC, Zhao YH (2022) Fish diversity of Wuyishan National Park and its adjacent areas. *Biodiversity Science*, 30, 22260. (in Chinese with English abstract) [陈秋菊, 孙智闲, 李雪健, 张睿, 席蕊, 田晨, 王鑫, 邢迎春, 赵亚辉 (2022) 武夷山国家公园及其周边鱼类多样性. *生物多样性*, 30, 22260.]
- Chen YY (1998) *Fauna Sinica-Osteichthyes-Cypriniformes.II*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [陈宜瑜 (1998) 中国动物志·硬骨鱼纲·鲤形目(中卷). 科学出版社, 北京.]
- Chu XL (1999) *Fauna Sinica-Osteichthyes-Siluriformes*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [褚新洛 (1999) 中国动物志·硬骨鱼纲·鲇形目. 科学出版社, 北京.]
- Chua KWJ, Tan HH, Yeo DCJ (2019) Loss of endemic fish species drives impacts on functional richness, redundancy and vulnerability in freshwater ecoregions of Sundaland. *Biological Conservation*, 234, 72–81.
- Gou SJ, Qiu WS, Li S, Yang MY, Li XL, Wang H, Li GH (2023) Effect of large-scale ecological water replenishment on infiltration capacity of Beijing section of long-term cut-off river Yongding River. *Water Resources and Power*, 41(8), 35–38, 26. (in Chinese with English abstract) [苟少杰, 仇文顺, 李述, 杨默远, 李晓琳, 王赫, 黎光和 (2023) 大规模生态补水对长期断流河道永定河北京段入渗能力的影响. *水电能源科学*, 41(8), 35–38, 26.]
- Hao L, Sun G (2021) Impacts of urbanization on watershed ecohydrological processes: Progresses and perspectives. *Acta Ecologica Sinica*, 41, 13–26. (in Chinese with English abstract) [郝璐, 孙阁 (2021) 城市化对流域生态水文过程的影响研究综述. *生态学报*, 41, 13–26.]
- Haubrock PJ, Pilotto F, Innocenti G, Cianfanelli S, Haase P (2021) Two centuries for an almost complete community turnover from native to non-native species in a riverine ecosystem. *Global Change Biology*, 27, 606–623.
- Ihaka R, Gentleman R (1996) R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5, 299–314.
- Jia WQ, Ren GY, Yu XJ, Zhang YQ, Zhang PF (2021) Difference of urban heat island effect among representative cities of different climatic zones over eastern China monsoon region. *Climatic and Environmental Research*, 26,

- 569–582. (in Chinese with English abstract) [贾文茜, 任国玉, 于秀晶, 张永强, 张盼峰 (2021) 中国东部季风区不同气候带城市热岛效应的差异. 气候与环境研究, 26, 569–582.]
- Laliberté E, Legendre P (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305.
- Li XJ, Sun ZX, Tang WQ, Zhao YH (2022) Revalidation and redescription of *Sarcocheilichthys sciistius* (Abbott, 1901) (Cypriniformes: Cyprinidae) from the northern China. *Zootaxa*, 5141, 341–357.
- Liang ZS, Yi BL, Yu ZT (2019) A Photographic Guide to Early Development of Fish in Rivers. Guangdong Science & Technology Press, Guangzhou. (in Chinese) [梁秩燊, 易伯鲁, 余志堂 (2019) 江河鱼类早期发育图志. 广东科技出版社, 广州.]
- Liu M, Lin AW, Gu JN, Cao XK, Jin H (2016) Evaluation on water quality of north water delivery line of water diversion project from Yellow River to Beijing. *Journal of Water Resources Research*, 5, 510–515. (in Chinese with English abstract) [刘苗, 林爱武, 顾军农, 曹新恺, 金红 (2016) “引黄入京”工程北输水线水源水质评价. 水资源研究, 5, 510–515.]
- Liu X, Wang HR, Yu S, Ma DC, Liang Y, Lai WL, Gao YY (2015) Study on water resources risk in Beijing after “South-north Water Transfer” Project. *Journal of China Hydrology*, 35(4), 55–61. (in Chinese with English abstract) [刘晓, 王红瑞, 俞淞, 马东春, 梁媛, 来文立, 高媛媛 (2015) 南水北调进京后的北京市水资源短缺风险研究. 水文, 35(4), 55–61.]
- Lü YL, Wang CC, Cao XH (2018) Ecological risk of urbanization and risk management. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 359–370. (in Chinese with English abstract) [吕永龙, 王尘辰, 曹祥会 (2018) 城市化的生态风险及其管理. 生态学报, 38, 359–370.]
- Mao ZG, Gu XH, Cao Y, Luo JH, Zeng QF, Chen HH, Jeppesen E (2021) How does fish functional diversity respond to environmental changes in two large shallow lakes? *Science of the Total Environment*, 753, 142158.
- Massicotte P, Frenette JJ, Proulx R, Pinel-Alloul B, Bertolo A (2014) Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. *Landscape Ecology*, 29, 67–79.
- Meng QY, Ouyang ZY, Ma DC (2012) Water Ecosystem Service Assessment and Valuation in Beijing. Science Press, Beijing. (in Chinese) [孟庆义, 欧阳志云, 马东春 (2012) 北京水生态服务功能与价值. 科学出版社, 北京.]
- Pease AA, González-Díaz AA, Rodiles-Hernández R, Winemiller KO (2012) Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57, 1060–1075.
- Peng SL, Zhou K, Ye YH, Su J (2005) Research progress in urban heat island. *Ecology and Environment*, 14, 574–579. (in Chinese with English abstract) [彭少麟, 周凯, 叶有华, 栗娟 (2005) 城市热岛效应研究进展. 生态环境, 14, 574–579.]
- Piao Y, Ma KM (2006) Economic driving force of urban built-up area expansion in Beijing. *Natural Resource Economics of China*, 19(7), 34–37. (in Chinese with English abstract) [朴妍, 马克明 (2006) 北京城市建成区扩张的经济驱动: 1978–2002. 中国国土资源经济, 19(7), 34–37.]
- Prada-Salcedo LD, Wambsganss J, Bauhus J, Buscot F, Goldmann K (2021) Low root functional dispersion enhances functionality of plant growth by influencing bacterial activities in European forest soils. *Environmental Microbiology*, 23, 1889–1906.
- Qiao JL, Liu Y, Fu HX, Chu L, Yan YZ (2022) Urbanization affects the taxonomic and functional alpha and beta diversity of fish assemblages in streams of subtropical China. *Ecological Indicators*, 144, 109441.
- Qu X, Liu H, Yang M, Xin W, Wang WM, Chen YS (2022) Characteristics of fish communities and driving factors under urbanization in typical river basins in Shenzhen City, China. *Acta Ecologica Sinica*, 42, 10029–10040. (in Chinese with English abstract) [屈霄, 刘晗, 阳敏, 辛未, 王伟民, 陈宇顺 (2022) 城镇化背景下深圳典型流域鱼类群落特征及驱动因子. 生态学报, 42, 10029–10040.]
- Shuai FM, Li XH, Chen FC, Li YF, Yang JP, Li J, Wu Z (2017) Functional diversity of freshwater fishes and methods of measurement. *Acta Ecologica Sinica*, 37, 5228–5237. (in Chinese with English abstract) [帅方敏, 李新辉, 陈方灿, 李跃飞, 杨计平, 李捷, 武智 (2017) 淡水鱼类功能多样性及其研究方法. 生态学报, 37, 5228–5237.]
- Sun R, Pan XY, Wang JW, Ren Y, Du P, Ma Y, Xing Y (2021) An analysis and evaluation of ecological water replenishment benefit of Yongding River (Beijing Section). *China Rural Water and Hydropower*, (6), 19–24. (in Chinese with English abstract) [孙冉, 潘兴瑶, 王俊文, 任宇, 杜鹏, 马尧, 邢渊 (2021) 永定河(北京段)河道生态补水效益分析与方案评估. 中国农村水利水电, (6), 19–24.]
- Sun ZX, Kawase S, Zhang R, Zhao YH (2021) Taxonomic revision and redescription of *Microphysogobio hsinglungshanensis*, the type species of *Microphysogobio* Mori, 1934 (Cypriniformes: Cyprinidae). *Journal of Fish Biology*, 99, 373–383.
- UN (2018) The world’s cities in 2018. *The World’s Cities in 2018- Data Booklet (ST/ESA/SER.A/417)*. <https://www.un.org/development/desa/pd/content/worlds-cities-2018-data-booklet>. (accessed on 2024-04-02)
- Villéger S, Mason NWH, Mouillot D (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290–2301.
- Villéger S, Miranda JR, Hernández DF, Mouillot D (2010)

- Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20, 1512–1522.
- Wang HY (1984) Beijing Fish Records. Beijing Publishing House, Beijing. (in Chinese) [王鸿媛 (1984) 北京鱼类志. 北京出版社, 北京.]
- Wu HL, Zhong JS (2008) Fauna Sinica-Osteichthyes-Perciformes (V)-Gobioidae. Science Press, Beijing. (in Chinese) [伍汉霖, 钟俊生 (2008) 中国动物志·硬骨鱼纲·鲈形目(五)·虾虎鱼亚目. 科学出版社, 北京.]
- Xia ZJ, Liu F, Yu FD, Tang R, Wang JW (2022) Species, functional and taxonomic diversity of fish in the Chishui River basin. *Journal of Hydroecology*, 43(5), 89–98. (in Chinese with English abstract) [夏治俊, 刘飞, 余梵冬, 唐瑞, 王剑伟 (2022) 赤水河流域鱼类物种、功能和分类多样性研究. *水生态学杂志*, 43(5), 89–98.]
- Yang B, Qu X, Liu H, Yang M, Xin W, Wang W, Chen Y (2024) Urbanization reduces fish taxonomic and functional diversity while increases phylogenetic diversity in subtropical rivers. *Science of the Total Environment*, 908, 168178.
- Yang H (2013) Analysis on climate change feature of Beijing during 1951 to 2006. *Beijing Water*, (3), 36–40. (in Chinese with English abstract) [杨浩 (2013) 1951–2006年北京气候变化特征分析. *北京水务*, (3), 36–40.]
- Yang S (2018) Analysis on evolution of water consumption structure and driving forces in Beijing. *Pearl River*, 39(5), 50–53. (in Chinese with English abstract) [杨硕 (2018) 北京市用水结构演变分析及驱动因子研究. *人民珠江*, 39(5), 50–53.]
- Yu RH, Wu QQ, Li F, Zhan AB, Zhou JX, Li S (2024) Risk screening of invasive aquatic species and a survey of fish diversity using environmental DNA metabarcoding analysis in Shanghai. *Diversity*, 16, 29.
- Yue PQ (2000) Fauna Sinica-Osteichthyes-Cypriniformes (III). Science Press, Beijing. (in Chinese) [乐佩琦 (2000) 中国动物志·硬骨鱼纲·鲤形目(下卷). 科学出版社, 北京.]
- Zhang CG, Shao GZ, Wu HL, Zhao YH, Xing YC, Niu CY (2020) Species Catalogue of China (Vol. 2): Animals-Vertebrates (V)-Fish (I). Science Press, Beijing. (in Chinese) [张春光, 邵广昭, 伍汉霖, 赵亚辉, 邢迎春, 牛诚祎 (2020) 中国生物物种名录(第二卷): 动物·脊椎动物(V)-鱼类(上卷). 科学出版社, 北京.]
- Zhang CG, Zhao YH (2013) Fishes in Beijing and Adjacent Area. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张春光, 赵亚辉 (2013) 北京及其邻近地区的鱼类. 科学出版社, 北京.]
- Zhang CG, Zhao YH (2016) Species Diversity and Distribution of Inland Fishes in China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张春光, 赵亚辉 (2016) 中国内陆鱼类物种与分布. 科学出版社, 北京.]
- Zhang E, Cao WX (2021) China's Red List of Biodiversity-Vertebrates (V)-Freshwater Fishes. Science Press, Beijing. (in Chinese and in English) [张鸷, 曹文宣 (2021) 中国生物多样性红色名录·脊椎动物(第五卷)·淡水鱼类. 科学出版社, 北京.]
- Zhang S, Zheng YT, Zhan AB, Dong CX, Zhao JD, Yao M (2022) Environmental DNA captures native and non-native fish community variations across the lentic and lotic systems of a megacity. *Science Advances*, 8, eabk0097.
- Zhu ZF, Zhang XH, Liu RJ (2012) Expectation on “super city” — Tianjin urban traffic mode. *Urban Roads, Bridges & Flood Control*, (8), 1–9, 15. (in Chinese with English abstract) [朱兆芳, 张欣红, 刘锐晶 (2012) “超级城市”——天津城市交通方式的展望. *城市道桥与防洪*, (8), 1–9, 15.]

(责任编辑: 李晟 责任编辑: 闫文杰)

附录 Supplementary Material

<https://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2024150>

附录 1 2013–2024 年北京市鱼类采集信息表

Appendix 1 Fish collection information table from 2013 to 2024 in Beijing

采集时间 Collection time	采集区域 Collection site	采集方式 Collection mode
2013 年 7、9 月 July and September	拒马河、北运河、蓟运河流域 Jumahe River Basin, Beiyunhe River Basin, and Jiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2014 年 7、9、11 月 July, September, and November	北运河、永定河流域 Beiyunhe River Basin and Yongdinghe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2015 年 4、7、8、10 月 April, July, August, and October	潮白河流域(密云水库) Chaobaihe River Basin (Miyun Reservoir)	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2016 年 4、7、10 月 April, July, and October	潮白河(密云水库)、永定河、北运河流域 Chaobaihe River Basin (Miyun Reservoir), Yongdinghe River Basin, and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2017 年 4、5、7、8、9、10、11 月 April, May, July, August, September, October, and November	潮白河(密云水库)、永定河、北运河流域 Chaobaihe River Basin (Miyun Reservoir), Yongdinghe River Basin, and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2018 年 5、8、10 月 May, August, and October	潮白河、永定河、北运河流域 Chaobaihe River Basin, Yongdinghe River Basin, and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2019 年 3、5、7、10 月 March, May, July, and October	潮白河、永定河、北运河流域 Chaobaihe River Basin, Yongdinghe River Basin, and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2020 年 5、6、9、10 月 May, June, September, and October	潮白河、北运河流域 Chaobaihe River Basin and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2021 年 3、5、7、10、11 月 March, May, July, October, and November	潮白河、蓟运河、北运河流域 Chaobaihe River Basin, Jiyunhe River Basin, and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2022 年 4、5、6、7、8、9、10 月 April, May, June, July, August, September, and October	潮白河、永定河、北运河流域 Chaobaihe River Basin, Yongdinghe River Basin, and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2023 年 7、11、12 月 July, November, and December	潮白河、北运河流域 Chaobaihe River Basin and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net
2024 年 5、6 月 May and June	拒马河、永定河、北运河流域 Jumahe River Basin, Yongdinghe River Basin, and Beiyunhe River Basin	抄网、地笼、撒网 Hand net, floor cage, and cast net