. *Lake Sci.*(湖泊科学), 2027, 39(4):000-000
DOI 10.18307/2027.0437
©2027 *by Journal of Lake Sciences*

梯级水电开发背景下金沙江中游上段鱼类生物完整性评价及影响机制探讨*

肖 航[1†]，杨陈洲[1†]，张德见[2]，常剑波[1**]
（1：武汉大学水资源工程与调度全国重点实验室，武汉 430072）
（2：中国电建集团中南勘测设计研究院有限公司，长沙，410014）

摘　要：梯级水电开发通过改变河流连通性、自然水文节律及生境结构，对水生态系统产生深远影响。金沙江中游已建成多个梯级水电站，但当前关于金沙江中游水生态系统的研究多集中于单要素分析、缺乏长时序与机制整合的问题。本研究以金沙江中游干流上段石鼓至金安桥河段（已建梨园、阿海、金安桥水电站）为对象，根据水电站开发建设的不同阶段，将研究江段划分为 7 个子江段。并基于 2004–2025 年的鱼类调查数据，分析了本区域鱼类群落组成结构。构建了适用于本江段的鱼类生物完整性指数（F-IBI）12 指标评价体系和水电开发累积强度指标（CHDII）。随后采用 Spearman 相关性分析和随机森林模型（RF）识别出关键影响因子，并将其纳入结构方程模型（SEM）进行路径分析。研究结果表明，本江段共有 77 种鱼类，隶属于 5 目 14 科 52 属，优势鱼类以裂腹鱼类和高原鳅类为主，电站建成后出现喜缓流广布型鱼类与非本地鱼类，但裂腹鱼类仍占优势。F-IBI 评价结果显示，金安桥水电站截流后，本江段鱼类生物完整性等级显著下降，等级多为“较差”及以下，占 86.11%。结合 Spearman 相关性分析和 RF 模型分析的结果显示，CHDII、TP、TN、水温（T）、溶解氧（DO）、浮游植物种类丰富度（PSR）和浮游动物种类丰富度（ZSR）是影响 F-IBI 的关键因子。SEM 分析结果表明，CHDII 对水环境因子及浮游生物因子具有显著影响，水环境因子（如营养盐水平和水温）以及浮游生物因子对 F-IBI 具有显著影响。研究结果可为目前在运行水电站及后续水电开发所面临的水生态保护问题提供依据和参考。
关键词：梯级水电开发；鱼类生物完整性指数；生态健康状况；水电开发累积强度指标

Approach on fish biotic integrity assessment and impact mechanisms in the upper middle reaches of the Jinsha River under the background of cascade hydropower development*

Xiao Hang[1†], Yang Chenzhou[1†], Zhang Dejian[2] & Chang Jianbo[1**]
(1: *Institute of Hydroecology, State Key Laboratory of Water Resources Engineering and Management, Wuhan University, Wuhan* 430072, *P.R.China*)
(2: *Power China Zhongnan Engineering Corporation Limited, Changsha* 410014, *P.R.China*)

Abstract: Cascade hydropower development alters river connectivity, natural hydrological regimes and habitat structures, and thus strongly affects aquatic ecosystems. Multiple cascade hydropower stations have been built in the middle reaches of the Jinsha River. Existing aquatic ecosystem studies for this region mostly use single-factor analysis and lack long-term time-series data and integrated mechanistic research. This study targets the main stem of the middle Jinsha River from Shigu to Jinanqiao, where the Liyuan, Ahai and Jinanqiao hydropower stations are operational. The study river reach was split into seven sub-reaches based on different construction and operation phases of hydropower stations. Fish survey data collected from 2004 to 2025 were used to analyze fish community composition and structure. A 12-metric Fish Index of Biotic Integrity (F-IBI) and a Cumulative Hydropower Development Intensity Index (CHDII) were developed for this river reach. Spearman correlation analysis and Random Forest (RF) models were applied to

* 2026-04-17-收稿；2026-07-08 收修改稿;2026-07-09 录用。
国家重点研发计划（2022YFC3204200)资助。
† 并列第一作者。
** 通信作者；E-mail: changjb@whu.edu.cn

detect key influencing factors. These factors were further used in a Structural Equation Model (SEM) for path analysis. Results show that the river reach contains 77 fish species belonging to 5 orders, 14 families and 52 genera. The dominant fish taxa are mainly *Schizothorax* and *Triplophysa*. After cascade hydropower construction, lentic and widespread fish species plus non-native fishes occurred in reservoir zones, while *Schizothorax* remained dominant. F-IBI assessments show that fish biotic integrity declined markedly after the impoundment of Jinanqiao Hydropower Station. Most sites were rated “poor” or lower, accounting for 86.11%. Combined outputs from Spearman correlation and RF models indicate that CHDII, TP, TN, water temperature, dissolved oxygen phytoplankton species richness (PSR) and zooplankton species richness (ZSR) are key drivers of F-IBI. SEM results show that CHDII exerts significant effects on water environmental variables and plankton variables. Water environmental variables including nutrient concentrations and water temperature, together with plankton variables, significantly affect F-IBI. This study provides evidence and references for aquatic conservation management of existing hydropower stations and future hydropower development.
Keywords: Cascade hydropower development; Fish Index of Biotic Integrity (F-IBI); ecological health status; Cumulative Hydropower Development Intensity Index (CHDII)

梯级水电开发因其累积效应，对河流生态系统的结构与功能构成了尤为严峻的挑战[1-2] 。金沙江作为长江上游干流，水能资源极为丰富，其中游河段是我国梯级水电开发最密集的区域之一[3-4]。在梯级水电开发的背景下，本区域的鱼类多样性已显著下降[5-6]。因此，科学评估梯级水电开发流域生态状况对于维护流域生态系统的稳定性以及促进水电开发可持续发展具有重要意义。

1981 年，Karr[7]首次提出利用以鱼类群落为评价载体的生物完整性指数（Index of Biotic Integrity, IBI）建立水域生态系统健康的量化评价体系。随着持续优化与实践检验，该方法的认可度日益提升，已被用于世界范围内江河、湖泊等水生态系统的健康状况评价[8-10]，所采用的指示生物也扩展到其他的水生生物类群[11-14]。2004 年，朱迪等[15]首次将生物完整性指数评价方法引入中国，其在 Fausch 等[16]修订的 IBI 指标体系基础上，基于鱼类群落构建了适用于长江中下游浅水湖泊的 IBI 指标体系。刘明典等[17]结合长江中上游鱼类的区系组成特征构建候选指标集，依托野外调查实测数据完成指标筛选，建立了适配长江中上游干流及附属湖泊的 F-IBI 评价体系。相比于浮游生物、底栖动物等其他水生生物类群，利用鱼类作为水生监测和衡量环境退化的指示物种主要具有以下几点优势[7,16,18-19]：鱼类在食物链中位于更高的营养层级，能够综合复杂压力对生态系统的不利影响；鱼类较长的寿命能够提供长期的环境压力记录；鱼类的运动能力和活动范围，更适合反映河段乃至流域尺度的生态健康状况。

目前针对金沙江中游水生态系统的研究多集中在对鱼类资源状况的分析，且时间尺度上多以阶段性监测数据为基础[5-6,20]。此外，对本江段栖息地质量、生境特征及水质演变的研究也主要基于单要素分析[17, 21-22]。缺乏在梯级水电开发背景下的干流水生态系统健康演变过程及其驱动机制的系统性分析。基于此，本研究构建了适用于本江段的鱼类生物完整性指数（F-IBI）12 指标评价体系和水电开发累积强度指标（CDHII）。并采用 Spearman 相关性分析和随机森林模型（RF）识别出关键影响因子，最后利用结构方程模型（SEM）进行路径分析。旨在对研究江段水生态系统健康状况进行准确评估，并提供一种综合性的评估方法分析影响生态健康的因素和作用机制，以期为梯级水电开发背景下流域的态环境保护和管理机制提供科学依据。

1 研究区域与方法

1.1 研究区域与数据收集

1.1.1 研究区域概况 金沙江全长 3479 km，总落差 5142 m，水能资源十分丰富，理论蕴藏量为 1.21 亿 kW，其中技术可开发的装机容量 119647.5 MW，为长江的 45.1%，全国的 25.6%[3-4]。按照金沙江中游“一库十级”开发方案，目前其干流上已建成了 8 个梯级水电站[23]。本研究江段自云南省丽江市石鼓镇至金安桥水电站坝址，为金沙江中游（石鼓至雅砻江口）河段的上段（图 1）。全长约 270 km，总落差约 600 m，平均比降 2.2‰，属江河平原鱼类与青藏高原鱼类的过渡分布水域，鱼类资源丰富并有大量特有物种[24-25]。

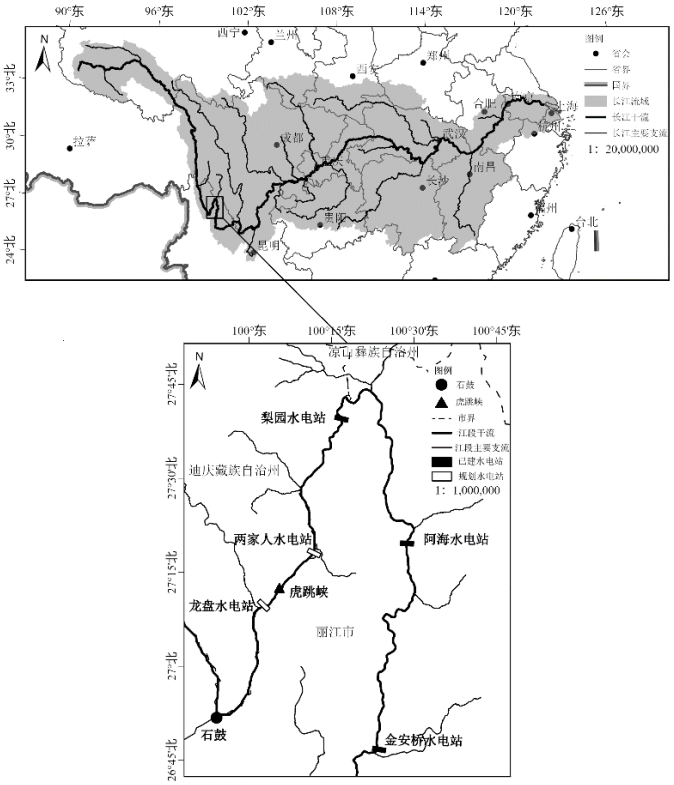

图 1 研究区域示意图

Fig.1 Schematic diagram of the study area

1.1.2 数据收集与处理　本研究系统整理了《金沙江流域鱼类》、《云南鱼类志》等相关书籍、文献及调查报告[5-6,24,26-28]，并结合研究团队于 2024 年 8–9 月和 2025 年 6–7 月在金沙江中游流域开展的两期实地调查采样。共收集到 2004-2025 年的水质数据、浮游生物数据和鱼类数据。同时为系统研究本河段鱼类群落在梯级水电开发过程中的时空动态变化情况，基于水电开发过程中河流形态与纵向连通性的阶段性演变将研究江段被划分为 7 个子江段（表 1，表 2）。在 2006 年以前，江段处于自然流水阶段；随后，随着金安桥、阿海、梨园等水电站相继截流、下闸蓄水，该江段经历了初步影响（2006–2008 年）、河段分割（2009–2010 年）、梯级形成（2011 年）、库区扩展（2012–2014 年）及梯级稳定（2015 年至今）共六个关键阶段。每个阶段均导致原有河段被进一步切割，形成新的库区与流水河段交替分布格局，最终在梯级稳定阶段形成由“石鼓至虎跳峡”“虎跳峡至梨园”“梨园至阿海”及“阿海至金安桥”四个流水或库区片段所构成的复杂分段体系。为了准确反映不同时段形成的纵向连通性差异、流水生境变化以及库区与流水河段的交替特征，故将研究江段细分为 7 个具有独立水文与生态特征的基本单元，以便更精细地评估水电梯级开发对河流生态系统的影响（附表I）。同时为更全面的掌握研究江段鱼类群落在梯级水电开发过程中的动态变化，本研究从时间和空间尺度上对鱼类群落组成进行分析，为后续鱼类生物完整性评价及影响因子分析提供基础。

本研究鱼类数据主要以刺网和地笼为主要采样工具采集获得。由于采样强度及具体位置存在差异，参考相关研究，通过聚焦物种存在性、将定量数据转化为出现记录[29]，并将所有点位的鱼类调查数据按照虎跳石（天然阻隔）及干流已建电站（人工阻隔）划分为 4 个区域，有效降低了潜在偏差。优势种的判定主要依据简化的物种的相对重要性指数(Y)[30-31]，当 $Y > 0.02$ 时，表示该物种为优势种。公式如下：

$$Y = \frac{n_i}{N} \times f_i \tag{1}$$

式中，n_i 为第 i 种的个体数；N 为所有种的个体总数；f_i 为第 i 种出现的频率。

表 1 研究区域已建水电站主要信息

Tab.1 Main Information of the Built Hydropower Stations in the Study Area

		梨园水电站	阿海水电站	金安桥水电站
工程节点时间	截流完成（一次截流）	2011.04	2009.01	2006.01
	下闸蓄水	2014.11	2011.12	2010.10
	首台机组投产发电	2014.12	2012.12	2011.03
	全部机组投产发电	2016.08	2014.06	2012.08
工程特性指标	装机容量（MW）	2400	2000	2400
	总库容（亿 m^3）	8.03	8.85	9.13
	库容调节系数（%）	0.39	0.475	0.68

表 2 研究江段在不同阶段的子江段组成

Tab.2 Composition of Sub-sections in the Study River Reach at Different Stages

阶段	时间	子江段	子江段代号
S1	2006 年以前	石鼓至金安桥	R1
S2	2006-2008 年	石鼓至金安桥	R1
S3	2009-2010 年	石鼓至阿海；阿海至金安桥	R2；R7
S4	2011 年	石鼓至梨园；梨园至阿海；阿海至金安桥	R3；R6；R7
S5	2012-2014 年	石鼓至梨园；梨园至阿海；阿海至金安桥	R3；R6；R7
S6	2015 年至今	石鼓至虎跳峡；虎跳峡至梨园；梨园至阿海；阿海至金安桥	R4；R5；R6；R7

1.2 F-IBI 评价体系构建

1.2.1 参照状态确定 现有关于金沙江中游水生态系统的研究大多以 2009 年（金安桥水电站蓄水）以前的历史调查数据作为背景参照[32]。但金安桥水电站工程采用一次断流的方式于 2006 年 1 月完成截流[33]，可能已经对圆口铜鱼这类具有产卵洄游和产漂流性卵习性的鱼类产生直接影响。因此，为了准确评估生物完整性评价体系中各指标的期望值，采用 2004–2005 年的历史调查数据均值作为参照状态。

1.2.2 评价指标选择 目前，基于生物完整性指数评估水生态系统健康状况广泛通过分布范围分析、判别能力分析和冗余分析的三步法策略筛选候选指标以构建评价体系的通用流程[34-35]。这种基于统计学方法的主要目的在于筛选出对环境压力敏感且相互独立的指标，避免信息的冗余，更适用于浮游生物、底栖动物和微生物完整性评价体系。在鱼类生物完整性评价体系中，传统 12 个指标虽非互相独立，但是其基于广泛的鱼类群落对环境压力的响应研究，且敏感范围存在重叠，这种信息冗余反而增强了指标体系的稳健性[15-16]。因此，本研究基于 Fausch 等[16]修订的 F-IBI 指标体系（附表II），以本研究区域实际情况为准，同时参考常剑波和朱迪[15]在构建适用于长江中下游浅水湖泊的 F-IBI 指标体系（附表III）时的指标替换思路，对相关指标进行替换以构建适用于研究江段的 F-IBI 指标体系。

外来入侵物种的存在可能会使得 Fausch 等[16]选择的部分指标表现为假阳性，因此本研究在进行指标替换选择时，相关指标仅考虑本地种的情况。“总的种类数”指标旨在反映该区域的鱼类物种丰富度，本研究将其替换为“本地物种数”；“河鲈科鱼类”、“亚口鱼科鱼类”和“太阳鱼科鱼类”为该区域的代表性科鱼类，本研究江段的代表性科鱼类分别为“鲤科鱼类”、“鳅科鱼类”和“鮡科鱼类”，因此将这三个指标分别替换为“本地鲤科鱼类的物种数百分比”、“本地鳅科鱼类的物种数百分比”和“本地鮡科鱼类的物种数百分比”；绿太阳鱼作为该区域耐受力较强的鱼类，该指标与“耐受力差的鱼类的种类数和密度”指标均旨在反映不同耐受力的鱼类在面对环境压力时的响应，但由于不能具体确定本研究所涉及鱼类的耐受力，将其替换为“广适性鱼类的数量比例”；对于营养结构属性的指标基本保持不变，考虑外来入侵物种的潜在影

响后，分别将其替换为“本地肉食性鱼类的数量比例”、“本地杂食性鱼类的数量比例”和“本地植食性鱼类的数量比例”；“样本中的个体数量”指标受采样方法和调查强度的影响较大，且无法根据收集到的资料获取“天然杂交个体”和“感染疾病和外形异常个体”的鱼类数据，因此这三个指标被放弃，同时增加“本地喜急流鱼类数量比例”、“本地产漂流性卵鱼类的数量比例”、“本地洄游性鱼类的数量比例”和“非本地鱼类的数量比例”四个指标作为反映梯级水电开发对鱼类群落的潜在影响的针对性评价指标。所涉及鱼类的水流偏好，栖息地水层，食性，繁殖方式，移动类型及是否本地物种根据相关已发表的文献及专著进行归类[24,26-27,29,36-37]。最终所形成的适用于研究江段的 F-IBI 指标体系详见表 3。

表 3 适用于金沙江中游石鼓至金安桥河段的 F-IBI 指标体系

Tab.3 F-IBI index system applicable to the Shigu to Jinanqiao section in the middle reaches of the Jinsha River

指标代号	评价指标	偏离度计算公式	偏离度得分					
			5	4	3	2	1	0
M1	本地物种数	$(E-I)/E$	<0.1	[0.1-0.2)	[0.2-0.3)	[0.3-0.4)	[0.4-0.5)	≥0.5
M2	本地鲤科鱼类物种数百分比	$\lvert E-I\rvert/E$	<0.05	[0.05-0.1)	[0.1-0.15)	[0.15-0.2)	[0.2-0.25)	≥0.25
M3	本地鳅科鱼类物种数百分比		<0.05	[0.05-0.1)	[0.1-0.15)	[0.15-0.2)	[0.2-0.25)	≥0.25
M4	本地鮠科鱼类物种数百分比		<0.05	[0.05-0.1)	[0.1-0.15)	[0.15-0.2)	[0.2-0.25)	≥0.25
M5	广适性鱼类数量比例		<0.1	[0.1-0.2)	[0.2-0.3)	[0.3-0.4)	[0.4-0.5)	≥0.5
M6	本地肉食性鱼类数量比例		<0.1	[0.1-0.2)	[0.2-0.3)	[0.3-0.4)	[0.4-0.5)	≥0.5
M7	本地植食性鱼类数量比例		<0.1	[0.1-0.2)	[0.2-0.3)	[0.3-0.4)	[0.4-0.5)	≥0.5
M8	本地杂食性鱼类数量比例		<0.1	[0.1-0.2)	[0.2-0.3)	[0.3-0.4)	[0.4-0.5)	≥0.5
M9	本地喜急流鱼类数量比例		<0.1	[0.1-0.2)	[0.2-0.3)	[0.3-0.4)	[0.4-0.5)	≥0.5
M10	本地产漂流性卵鱼类数量比例		<0.05	[0.05-0.1)	[0.1-0.15)	[0.15-0.2)	[0.2-0.25)	≥0.25
M11	本地洄游性鱼类数量比例		<0.2	[0.2-0.3)	[0.3-0.4)	[0.4-0.6)	[0.6-0.8)	≥0.8
M12	非本地种数量比例	$I-E$	0	(0-0.001)	[0.001-0.002)	[0.002-0.005)	[0.005-0.01)	≥0.01

1.2.3 评分标准确定　目前国内外水生生物完整性评价领域常用的赋分方法主要包括“1、3、5”赋值法和比值法两大类[9,38-39]。本研究在“1、3、5”赋值法的基础上，通过计算各指标的观测值（I）相对于参照值（E）的偏离程度，在 0-5 的区间内为各指标赋予不同的整数分值。指标的得分越高，表明指标观测值越接近参照值[30,40]。其中各指标观测值的不同偏离程度对应的分值划分标准（表 4）。最后将各指标的分值累加后换算为百分制得到 F-IBI 值，公式如下：

$$F-IBI=\frac{5}{3}\times\sum_{i=1}^{12}S_i \tag{2}$$

式中，S_i 为指标 M_i 的得分。

1.2.4 评价等级划分　参考《长江流域水生生物完整性指数评价办法（试行）》[41]，根据 F-IBI 值，可将生物完整性划分为 6 个等级，依次为“优”、“良”、“一般”、“较差”、“差”、“无鱼”。不同等级所对应的 F-IBI 分值范围以及水生态系统特征具体如附表V所示。

1.3 关键影响因子及其路径分析

1.3.1 水电开发累积强度指标构建　为衡量各子江段的水电开发对本江段水生态系统的潜在影响强度，本研究选择江段纵向连通性（C）[23,42]、江段属性（A）[43-44]、流水生境长度（L）[45-46]和库容调节系数（β）[47]，4 个指标分别代表水电开发对河流生态系统在连通性改变、生境条件改变、流水生境压缩、水文情势改变等方面的影响，并参考相关研究[43,48]初步构建了一个的水电开发强度指标（HDII）评价

体系（表 2）。各指标均采用赋分法标准化至 0-1 的数值范围内，并将各指标的得分相加得到 HDII 值。计算公式如下：

表 4 水电开发强度指标体系

Tab.4 Index system of hydropower development intensity

指标	评分标准		
江段纵向连通性（C）	上、下游均无阻隔，0	上游 / 下游有阻隔，0.5	上、下游均有阻隔，1
江段属性（A）	流水，0		库区，1
流水生境长度（L）	$1-L/L'$		
库容调节系数（β）	$(\beta_i-\beta_{min})/(\beta_{max}-\beta_{min})$		

L' 为石鼓至金安桥段干流总长；β_{max} 为江段中库容调节系数的最大值；β_{min} 为江段中库容调节系数的最小值；β_i 为第 i 个江段的库容调节系数

$$HDII_{(i,\ t)}=C_{(i,\ t)}+A_{(i,\ t)}+L_{(i,\ t)}+\beta_{(i,\ t)} \tag{3}$$

式中，i 为目标子江段（R1-R7）；t 为目标年份。

生态系统对于短时、瞬时的外界干扰具备一定的韧性和自我修复能力，但水电开发对河流水生态系统的影响具有显著的长期性与持续性，其负面生态效应会随影响时间不断累积[49]。为准确量化水电开发随时间推移对水生态系统产生的累积影响，本研究在静态的水电开发强度指数（HDII）基础上，考虑时间累积效应，构建水电开发累积强度指数（CHDII）。计算公式如下：

$$\begin{cases} CHDII_{(i,\ t)}=HDII_{(i,\ t)} \longrightarrow t=2004 \\ CHDII_{(i,\ t)}=HDII_{(i,\ t)}+CHDII_{(i_{(t-1)},\ t-1)} \longrightarrow t\geq 2005 \end{cases} \tag{4}$$

式中，i 为目标子江段（R1-R7）；t 为目标年份；$i_{(t-1)}$为目标子江段在目标年份的前一年所属江段。

1.3.2 模型分析　本研究选择了水电开发累积强度指标（CHDII）、水温（T）、pH、溶解氧（DO）、电导率（EC）、氨氮（NH3-N）、总磷（TP）和总氮（TN）等环境因子和浮游植物种类丰富度（PSR）、浮游植物密度（PA）、浮游植物生物量（PB）、浮游动物种类丰富度（ZSR）、浮游动物密度（ZA）和浮游动物生物量（ZB）等浮游生物因子作为解释变量。首先基于随机森林算法的 missForest 方法对环境因子和浮游生物因子的缺失值进行非参数填补，以提高数据完整性并减少缺失值对模型结果的影响，该方法在环境数据处理中表现出较高的稳健性和预测精度，被广泛应用于生态学数据分析中[50-52]。随后采用 Spearman 相关分析和随机森林模型（RF）分析环境因子、浮游生物因子和 F-IBI 之间的相关性，设置显著性水平为：极显著相关（$P<0.01$）、显著相关（$P<0.05$）、弱显著相关（$P<0.1$）[53]。综合分析结果，选择 CHDII、TP、TN、T、DO、PSR 和 ZSR 等指标作为影响 F-IBI 的关键因子。TP、TN 和 NH3-N 在 Spearman 相关性分析中表现出较高的相关性，通过主成分分析（PCA）对其进行降维后，将第一主成分作为综合营养盐负荷（Nutr-PC1）用于后续分析，以减少变量间共线性并提高模型稳定性。随后筛选出影响 F-IBI 的关键影响因子，采用结构方程模型（SEM）探讨这些影响因子与 F-IBI 之间的层次关系。在路径分析中，根据路径系数的显著性水平判断变量间关系的可靠性，以 $P<0.01$ 为极显著，$P<0.05$ 为显著，$P<0.1$ 为弱显著[14]，并结合标准化路径系数分析各变量的直接与间接效应，最后通过路径图对模型结果进行可视化展示，以直观反映各变量之间的作用关系。

上述所有分析均通过 R 语言（4.5.1）完成。Spearman 相关性分析主要基于 corrplot 程序包实现，随机森林模型（RF）分析主要基于 randomForest、caret 及 missForest 程序包实现，结构方程模型（SEM）分析主要基于 lavaan 程序包实现；相关图形的可视化和绘制均基于 ggplot2 程序包完成。

2 结果

2.1 鱼类群落结构特征

本研究梳理 2004-2025 年鱼类数据后共整理得到鱼类 77 种（镜鲤为鲤鱼的变种，在本研究中作为独立物种计入 77 种总物种数），隶属于 5 目 14 科 52 属。其中鲤形目物种占比最多，占总数的 79.22%；其次是鲇形目，占 14.29%（图 2）。以科的组成来看，鲤科占比高达 49.35%，条鳅科次之，占比为 15.58%。以属的组成来看，高原鳅属、裂腹鱼属所占比例分别为 11.69%和 9.10%，除吻鮈属、南鳅属、拟鲿属外，其余各属均只有一种鱼类。

依据物种相对重要性指数[54]分析显示，金安桥水电站截流后，石鼓至金安桥河段的优势物种相较于截留前总体保持不变，仍以裂腹鱼类（*Schizothorax*）和高原鳅类（*Triplophysa*）为主，新增硬刺松潘裸鲤（*Gymnocypris firmispinatus*），而中华金沙鳅（*Jinshaia sinensis*）和金沙鲈鲤（*Percpcypris pingi*）退出优势种名录。梯级电站全面蓄水成库后，优势种空间分异加剧。石鼓至虎跳峡河段的优势物种仍以裂腹鱼类和高原鳅类为主，同时优势种名录也新增麦穗鱼（*Pseudorasbora parva*）、高体鳑鲏（*Rhodeus ocellatus*）、棒花鱼（*Abbottina rivularis*）等鱼类。虎跳峡至梨园河段在成库后也类似，但部分年份的优势物种中开始出现鲤（*Cyprinus carpio*）、鲫（*Carassius auratus*）、草鱼（*Ctenopharyngodon idella*）等喜缓流环境的广布型鱼类。整体来说，本江段优势鱼类以裂腹鱼类和高原鳅类为主，电站建成前后优势类群无显著变化，但梯级全面蓄水后优势种空间分异加剧，库区出现喜缓流广布型鱼类与非本地鱼类。

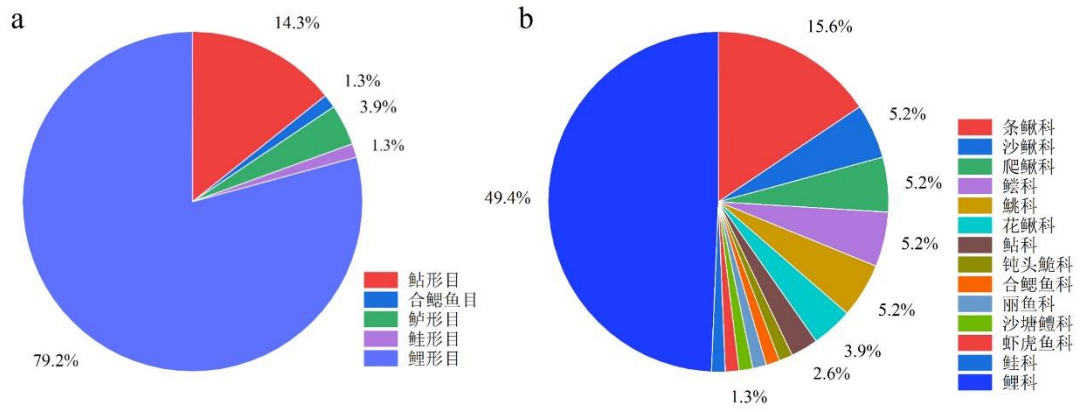

图 2 金沙江中游石鼓至金安桥河段鱼类目（a）、科（b）物种组成

Fig. 2 Species composition of fish orders (a) and family (b) in the Shigu to Jinanqiao section in the middle reaches of the Jinsha River

2.2 鱼类生物完整性评价结果

根据构建的 F-IBI 指标体系，计算出各子江段的 F-IBI 值对应的生物完整性等级如表 5 所示。结果显示，金安桥水电站截流后，石鼓至金安桥河段的生物完整性等级显著降低，2007 年为“一般”，2008 年为“较差”。流水河段收缩为石鼓至梨园河段和梨园至阿海河段后，生物完整性等级均为“较差”，进一步收缩至石鼓至虎跳峡河段后，其生物完整性等级也随之下降，除 2025 年为“无鱼”等级外，其余年份均为“差”。三个库区河段中，虎跳峡至梨园河段的生物完整性除 2024 年为“无鱼”等级外，总体保持“较差”等级；梨园至阿海河段的生物完整性总体保持“较差”等级，偶有年份的等级为“一般”或“差”；阿海至金安桥河段成库后，其生物完整性总体保持“较差”等级，偶有年份的等级为“差”。表明流水河段的生态健康在首次截流后并向上游收缩的过程中显著恶化，阿海库区的生态健康相较于其它两个库区略好，但总体情况均不理想。

2.3 F-IBI 关键影响因素分析

根据 1.3.1 构建的 CHDII 评价体系，计算出各子江段的水电开发强度及水电开发累积影响强度（附表VI-VII），并结合环境因子、浮游植物及浮游动物等浮游生物因子作为解释变量。Spearman 相关性分析结果（图 3），在环境因子中，CHDII 仅与电导率显著相关，营养盐因子间及 TN 与溶解氧显著相关，

电导率与 pH 相关性较弱。浮游生物因子中，多个浮游植物与浮游动物的丰富度、密度及生物量间呈极显著或显著相关，部分环境因子与浮游生物指标存在较弱关联。鱼类生物完整性（F-IBI）与总氮、总磷及浮游动物丰富度显著相关，与浮游植物丰富度相关性较弱。根据随机森林模型分析，CHDII、TP、TN 和 ZSR 在两种重要性排序中均位列前五，是预测 F-IBI 的关键因子（图 4）。溶解氧（DO）和水温（T）在至少一种排序中表现出较高重要性，表明它们对 F-IBI 预测也具有重要影响。氨氮（NH_3-N）的重要性评估结果存在矛盾，而电导率（EC）等其余因子在两种排序中重要性均较低。其中，随机森林模型 10 折交叉验证解释率（R^2）为 0.58，表明模型具有中等程度的泛化解释能力。

表 5 各子江段生物完整性等级

Tab.5 Biological integrity levels of each sub-river section

阶段	时间	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7
S1	2004-2005	优	—	—	—	—	—	—
S2	2007	一般	—	—	—	—	—	—
	2008	较差	—	—	—	—	—	—
S5	2012	—	—	较差	—	—	较差	/
S6	2016	—	—	—	/	一般	一般	较差
	2017	—	—	—	/	较差	较差	较差
	2018	—	—	—	/	差	较差	较差
	2019	—	—	—	/	较差	一般	较差
	2020	—	—	—	差	较差	较差	较差
	2021	—	—	—	/	较差	较差	较差
	2022	—	—	—	差	差	一般	较差
	2023	—	—	—	/	较差	较差	差
	2024	—	—	—	差	无鱼	/	较差
	2025	—	—	—	无鱼	/	差	差

“—”表示该阶段该子江段不存在；“ / ”表示数据缺失。

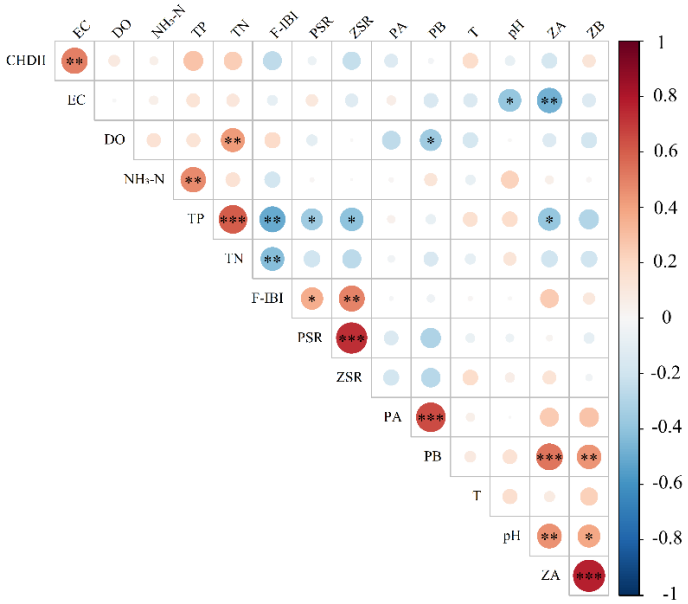

图 3 F-IBI 与解释变量的相关性分析结果（***: $P < 0.01$, **: $P < 0.05$, *: $P < 0.1$）

Fig.3 Correlation analysis results of F-IBI and explanatory variables (***: $P < 0.01$, **: $P < 0.05$, *: $P < 0.1$)

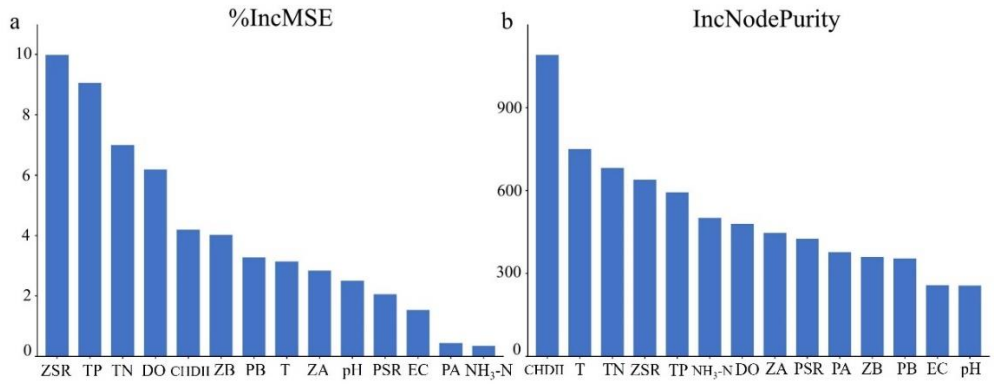

图 4 基于均方误差增加百分比（%IncMSE）（a）、基于节点纯度提升（IncNodePurity）（b）的各因子相对重要性排序

Fig.4 The relative importance ranking of each factor based on the percentage increase in mean square error (%IncMSE) (a) and the node purity improvement (IncNodePurity) (b).

路径分析结果显示（图 5），CHDII 并未直接作用于 F-IBI，而是可能存在间接影响路径。具体来看，CHDII 的升高显著增加水体综合营养盐负荷（Nutr-PC1，路径系数= 0.28，$P < 0.1$），同时对 ZSR 产生极显著负向影响（路径系数= -0.40，$P < 0.01$）。T 对 ZSR 呈显著正向影响（路径系数= 0.31，$P < 0.05$）。PSR 对 ZSR 具有极显著正向驱动效应（路径系数= 0.62，$P < 0.01$）。ZSR 对 F-IBI 呈显著正向影响（路径系数= 0.35，$P < 0.1$），是维持鱼类群落完整性的核心正向因子。同时，Nutr-PC1 与 T 对 F-IBI 均呈显著负向影响（路径系数均为-0.25，$P < 0.1$）。Bootstrap 检验结果表明，CHDII 对 F-IBI 的整体间接效应的 95% Bootstrap 置信区间为[-0.0465, 0.0402]，跨越 0，表明该整体间接效应在统计上不显著。

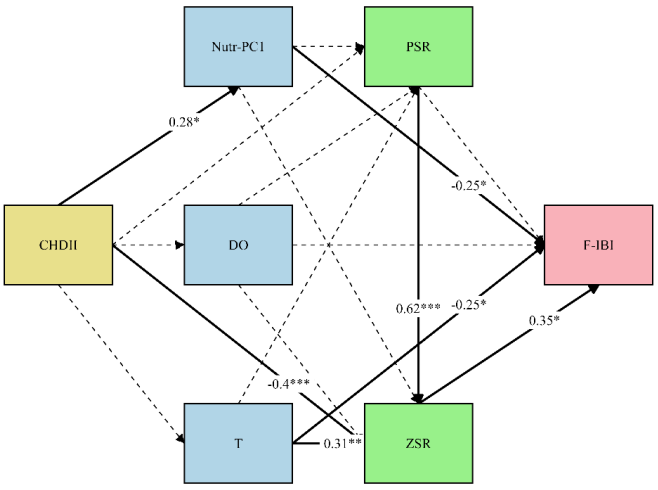

图 5 基于结构方程模型（SEM）的多层次路径分析结果（实线表示显著影响，***: $P < 0.01$,**: $P < 0.05$, *: $P < 0.1$；虚线表示无显著影响）

Fig.5 Multi-level path analysis results based on structural equation model (SEM) (solid line represents

significant impact: $P < 0.01$, **: $P < 0.05$, *: $P < 0.1$; dotted line means no significant effect)

3 讨论

生境异质性是支撑鱼类功能多样性的重要基础[55]。金沙江中游水电站的建设形成了宽阔的库区，为鲤、鲫等喜缓流鱼类及草鱼等非土著及广适性鱼类提供了适宜生境，使其逐渐成为优势物种[6,56]。然而，库区也导致纵向连通性和生境异质性显著降低，直接影响了裂腹鱼类、圆口铜鱼等依赖连续河道和特定水流流速要求较高鱼类的种群繁衍[57]。相关水电站通过鱼道建设、网捕过坝和增殖放流等措施，加上已经实施的长江十年禁渔政策，可能在一定程度上缓解了特有鱼类受到的影响[33,58]。总体来说，石鼓至金安桥各梯级河段在梯级开发过程中，鱼类群落多样性总体有所增加，但喜急流鱼类群落所需的生存资源随流水生境的逐步收缩而减少，且外来种的入侵使得鱼类种间竞争加剧，影响鱼类多样性和优势物种组成[59]。此外，本区域地处鱼类区系过渡带，虎跳峡的天然地理阻隔与复杂的区系背景可能共同导致了不同河段间鱼类多样性及优势种组成的差异[24]。

金沙江中游石鼓至金安桥河段在梯级水电开发过程中，生物完整性评价结果长期处于“一般”及以下等级，表明其生态健康受到显著影响。尽管与魏琨宇等人的研究在评价方法与参照状态上存在差异[32]，但两项研究均反映出梨园、阿海及金安桥库区河段的生物完整性较自然状态明显下降。这一结果与鱼类多样性分析（除功能丰富度外）的趋势相反，提示非本地鱼种的引入虽提升了物种数量，却可能改变了原有群落的物种组成，对生态健康造成了负面影响[29,36]。同时我们承认本评估可能存在一定的局限性，石鼓至虎跳峡河段作为目前受水电开发影响较小的较自然流水河段，其生物完整性评价结果却相对最差，这可能源于该河段本身在自然状态下鱼类群落即存在差异[24,60-61]，此外，受此河段陡峭地形的限制，常规网具采样难以开展，数据部分来源于走访调查，可能导致该河段实际存在的鱼类数量被低估，从而造成评价结果偏低[62]。需要指出的是，本研究已通过将数据统一转化为物种出现记录并进行河段划分汇总的方式，尽可能降低了不同采样方式间的系统性偏差，但数据源本身的局限仍可能对评价结果产生影响。2024 年虎跳峡至梨园河段与 2025 年石鼓至虎跳峡河段出现的“无鱼”等级评价，在一定程度上可能也受到调查时间与地点选择的影响。后续的研究可考虑结合环境 DNA（eDNA）方法，以弥补传统采样方法在上述复杂地形河段的不足，获取更全面的鱼类物种信息，从而进一步提高生物完整性评价的准确性。

本研究综合多种分析方法，揭示了水电开发对鱼类群落及生物完整性的影响机制。Spearman 相关性分析与随机森林模型均表明水电开发强度（CHDII）是关键驱动因子，结构方程模型则显示 CHDII 对水环境及浮游生物因子之间存在显著影响，水环境因子（如营养盐水平和水温）以及浮游生物因子对 F-IBI 具有显著影响，但 CHDII 与 F-IBI 之间的整体间接效应并不显著。这一结果提示，水电开发对鱼类群落的影响可能并非主要通过水体理化与浮游生物的食物网途径，而来自多源胁迫因素。已有研究表明，梯级水电站建设造成的纵向连通性阻隔会直接阻断洄游及漂流性卵鱼类的繁殖迁移路径，导致产卵场功能丧失[42]。同时，流水生境萎缩、产卵场破碎化以及栖息地向静水环境的转变，也直接促进了喜缓流广布型鱼类的入侵（如本研究中鲤、鲫的出现）与原有优势种的衰退[1,37]。

在已纳入模型的变量中，部分因子仍显示出值得关注的间接作用。首先，营养盐（TN、TP）的累积是水电开发（CHDII）间接影响鱼类群落的潜在路径之一，但本研究中营养盐的增加并未促进鱼类群落健康，反而可能通过富营养化导致群落结构单一化[63]，这与区域泥沙淤积加剧营养盐累积的规律相符[64-65]。其次，水温（T）表现出双重生态效应，既可能促进浮游生物生长，也可能通过热胁迫对鱼类产生抑制作用[66]。浮游动物多样性（ZSR）被识别为连接初级生产与鱼类消费者的关键生物中介，其变化直接影响能量向高营养级的传递效率[67]。此外，溶解氧（DO）虽在结构方程模型中未进入最终路径，但其在随机森林模型中表现出较高重要性，提示其对鱼类群落可能存在复杂且非线性的影响机制[68]。同时值得注意的是，增殖放流等措施可能在一定程度上掩盖了水电开发对洄游性鱼类等类群的直接影响[69-70]。综上，尽管 CHDII 通过水环境及浮游生物因子对 F-IBI 的间接影响在各路径上均达到显著水平，但其整体间接效应并未呈现显著的线性递减趋势。这说明水电开发的生态影响路径不仅存在正向与负向效应的相互抵消，还可能经由多维胁迫因素发挥作用。未来研究可以进一步纳入河流连通性、生境异质性及繁殖

功能等多类群、多尺度指标，并加强干支流耦合与生境破碎化分析，以更系统地揭示水电开发的生态效应与修复路径。

4 结论

本研究表明，水库形成后鱼类记录物种数有所增加，但群落组成中喜缓流、广布型和非本地种的比例上升，优势种组成中新增了麦穗鱼、高体鳑鲏、棒花鱼等喜缓流或广布型鱼类，原来以裂腹鱼类和高原鳅类为主的群落结构特征发生变化。水电开发导致该河段鱼类生物完整性等级普遍降至“较差”或“差”，流水河段收缩后生态状况进一步恶化，部分年份达“无鱼”等级。水电开发通过提升营养盐水平、降低浮游动物多样性等途径，间接对水生态健康产生负面影响。

5 附录

附表I～IX和附图I～VIII见电子版（DOI 10.18307/2027.0437）。

6 参考文献

[1] Xiao H, Yang CZ, Liu XN *et al*. Change in diversity patterns of fish by cascade dams: Comprehensive dataset of eDNA and traditional evidence from the Jinsha River. *Journal of Environmental Management*, 2026, **413**: 130369. DOI: 10.1016/j.jenvman.2026.130369.

[2] Huang ZL, Li HY. Dams trigger exponential population declines of migratory fish. *Science Advances*, 2024, **10**(19): eadi6580. DOI: 10.1126/sciadv.adi6580.

[3] Qin Y, Wang F, Zhang SY *et al*. Impacts of cascade hydropower development on aquatic environment in middle and lower reaches of Jinsha River, China: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024, **31**(42): 54363-54380. DOI: 10.1007/s11356-024-34764-y.

[4] Zhou XY, Zhou XD, Zhang JH *et al*. Impact mechanisms of hydropower development in the lower reaches of the Jinsha River on phytoplankton diversity and community assembly. *Scientia Sinica Technologica*, 2025, **55**(3): 540-52.DOI: 10.1360/SST-2024-0250. [周心怡, 周雄冬, 张家豪等. 金沙江下游水电开发对浮游植物多样性及群落构建的影响机制. 中国科学: 技术科学, 2025, **55**(3): 540–52.]

[5] Fang YH, Cui L, Xiong MT *et al.* Changes in fish resources and conservation suggestions in the middle reaches of the Jinsha River. Yangtze River, 2025, **56**(1): 48–57. DOI: 10.16232/j.enki.1001 -4179.2025.01.007. [方艳红, 崔磊, 熊满堂等. 金沙江中游鱼类资源变化及保护建议. 人民长江, 2025, **56**(1): 48-57.]

[6] Wang YD, Cui L, Li Q *et al*. Current status of fish resources in the main stream of the middle reaches of the Jinsha River and analysis of the impact of cascade development on them. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(8): 1425-1432. DOI: 10.7541/2024.2023.0191. [王渝栋, 崔磊, 李茜等. 金沙江中游干流鱼类资源现状及梯级开发对其产生的影响分析. 水生生物学报, 2024, **48**(8): 1425-1432.]

[7] Karr JR. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, **6**(6): 21-27. DOI: 10.1577/1548-8446(1981)0060021: AOBIUF>2.0.CO;2.

[8] Deegan LA, Finn JT, Ayvazian SG *et al*. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estuaries*, 1997, **20**(3): 601-617. DOI: 10.2307/1352618.

[9] Breine J, Simoens I, Goethals P *et al*. A fish-based index of biotic integrity for upstream Brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 2004, **522**(1): 133-148. DOI: 10.1023/B: HYDR.0000029991.42922.a4.

[10] Barbour MT, Gerritsen J, Griffith GE *et al*. A framework for biological criteria for *Florida* streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, **15**(2): 185-211. DOI: 10.2307/1467948.

[11] Dou QM, Wang L, Zhao ZG *et al.* Ecological health assessment of Ulungur Lake based on the benthic index of biotic integrity and comprehensive biological index. *Acta Ecologica Sinica*, 2025, **45**(16): 7723–7738.DOI: 10.20103/j.stxb.202405201158. [窦乾明, 王乐, 赵章国等. 基于底栖动物完整性指数及综合生物指数的乌伦古湖生态健康评价. 生态学报, 2025, **45**(16): 7723–7738.]

[12] Gao XC, Zhang Q, Su W *et al.* Assessment of River Ecological Health in the Lower Reaches of the Jinsha River Based on the Phytoplankton Index of Biotic Integrity. *Journal of Hydroecology*, 2025, **46**(1): 11-19.DOI: 10.15928/j.1674-3075.202504020003. [郜星晨, 张琪, 苏巍等. 基于浮游植物生物完整性指数的金沙江下游河流生态健康评价. 水生态学杂志, 2025, **46**(1): 11-19.]

[13] Wang SY, Zhang P, Zhang DT *et al*. Evaluation and comparison of the benthic and microbial indices of biotic integrity for urban lakes based on

environmental DNA and its management implications. *Journal of Environmental Management*, 2023, **341**: 118026. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.118026.

[14] Niu LH, Zou GH, Guo YT *et al*. Eutrophication dangers the ecological status of coastal wetlands: A quantitative assessment by composite microbial index of biotic integrity. *Science of the Total Environment*, 2022, **816**: 151620. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151620.

[15] Zhu D, Chang JB. Spatiotemporal variations of biological integrity in shallow lakes of the middle Yangtze River. *Acta Ecologica Sinica*, 2004(12): 2761-2767. [朱迪，常剑波. 长江中游浅水湖泊生物完整性时空变化. 生态学报, 2004(12): 2761-2767.]

[16] Fausch KD, Karr JR, Yant PR. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1984, **113**(1): 39-55. DOI: 10.1577/1548-8659(1984)11339: RAOAIO>2.0.CO;2.

[17] Liu MD, Chen DQ, Duan XB *et al*. Assessment of ecosystem health of upper and middle Yangtze River using fish-index of biotic integrity. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 2010, **27**(2): 1-6, 10. [刘明典, 陈大庆, 段辛斌等. 应用鱼类生物完整性指数评价长江中上游健康状况. 长江科学院院报, 2010, **27**(2): 1-6, 10.]

[18] Xiong MJ, Gao GS, An Hongfeng *et al.* Research progress on health assessment of aquatic ecosystems. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2023, **15**(3): 89-97. DOI:103969/jjssn1674-6732202303014. [熊梅君, 高庚申, 安宏锋等. 水生态系统健康评价研究进展. 环境监控与预警, 2023, 15(3): 89-97.]

[19] Li W, Teng H, Tian HW *et al*. Assessment of River Health in the Heishui River Using the Fish-based Index of Biotic Integrity. *Journal of Hydroecology*, 2024, **45**(2): 73–83. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202201110014. [李文, 滕航, 田辉伍等. 应用鱼类生物完整性指数评价黑水河河流健康状况 . 水生态学杂志, 2024, **45**(2): 73–83.]

[20] Li YX, Li ZH, Hu JW *et al.* Study on fish diversity in the cascade reservoir area of the middle reaches of the Jinsha River based on eDNA technology. *Journal of Hydroecology*, 2026, **47**(1): 190-204. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202404010107. [李逸潇, 李泽昊, 胡家雯等. 基于 eDNA 技术的金沙江中游梯级电站库区鱼类多样性研究. 水生态学杂志, 2026, **47**(1): 190-204.]

[21] Zheng W, Wang S, Lv Z *et al*. Multi-index evaluation of fish habitat in a cascaded hydropower reservoir of the Yangtze River, China. *Endangered Species Research*, 2024, **53**: 151-165. DOI: 10.3354/esr01287.

[22] Xu TB, Chang FQ, He XR *et al*. Influence of cascade hydropower development on water quality in the middle Jinsha River on the upper reach of the Yangtze River. *Water*, 2022, **14**(12): 1943. DOI: 10.3390/w14121943.

[23] Yu YJ, Chang JB. Effects of dams and fish passage facilities on the longitudinal movement of *Coreius guichenoti* in the Jinsha River Basin. *Global Ecology and Conservation*, 2025, **62**: e03709. DOI: 10.1016/j.gecco.2025.e03709.

[24]张春光. 金沙江流域鱼类. 北京：科学出版社, 2019.

[25] Wu J, Wu MS. Fish fauna of the Jinsha River. *Sichuan Journal of Zoology*, 1990(3): 23-26. [吴江, 吴明森. 金沙江的鱼类区系. 四川动物, 1990(3): 23-26.]

[26]陈宜瑜. 横断山区鱼类. 北京：科学出版社, 1998.

[27]褚新洛, 陈银瑞. 云南鱼类志-上册. 北京：科学出版社, 1989.

[28] Zhu D, Wang L, Guo W *et al*. Optimizing multi-objective operation of cascade reservoirs to enhance hydropower generation and fish spawning demand synergies during the pre-flood drawdown period. *Journal of Hydrology*: *Regional Studies*, 2025, **62**: 102855. DOI: 10.1016/j.ejrh.2025.102855.

[29] Liang ZC, Gozlan RE, Liu JS *et al*. Invasive fish reshape biodiversity patterns in China's freshwater lakes. *Global Change Biology*, 2025, **31**(5): e70267. DOI: 10.1111/gcb.70267.

[30]谢志伟. 应用生物完整性指数(IBI)评价长江口生态健康状况[学位论文]. 上海：上海海洋大学, 2022.

[31] Pinkas L, Oliphant M S, Iverson I L K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. Sacramento: California Department of Fish and Game, 1971.

[32] Wei KY, Cui L, Chen H *et al*. Assessing the impact of cascade hydropower stations on the health of the aquatic ecosystem in the middle reaches of the Jinsha River based on fish-based index of biotic integrity. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2025, **34**(4): 771-785. DOI：10. 12024/jsou. 20240604571. [魏琨宇, 崔磊, 陈浩等. 基于鱼类生物完整性评价梯级水电站对金沙江中游水生态系统健康的影响. 上海海洋大学学报, 2025, **34**(4): 771-785.]

[33] Yang QR, Chen DH, Luo HH *et al.* Fish protection measures during hydropower development in the upstream reaches of ludila in Jinsha River. *Water Power*, 2022, **48**(2): 8-12. [杨青瑞, 陈冬红, 骆辉煌等. 金沙江中游鲁地拉以上河段水电开发中鱼类保护措施. 水力发电, 2022, **48**(2): 8-12.]

[34] Chen WJ, Li YS, Peng JX *et al*. Ecological Health Assessment of the Beibu Gulf Based on the Multi-Trophic Level Biological Integrity Index. *Journal of Hydroecology*, 2025, **46**(5): 37-49. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202505280002. [陈文坚, 李育森, 彭金霞等. 基于多营养级生物完整性指数的北部湾生态健康评估. 水生态学杂志, 2025, **46**(5): 37-49.]

[35] Chen K, Chen QW, Yu HY *et al.* Application of the index of biotic integrity to assess ecological health of rivers in China. *China Environmental Science*, 2018, **38**(4): 1589-1560. DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2018.0192. [陈凯, 陈求稳, 于海燕等. 应用生物完整性指数评价我国河流的生态健康. 中国环境科学, 2018, **38**(4): 1589–600.]

[36] Liang ZC, Jackson DA, Liu JS *et al*. Functional dimension reveal impacts of non-native fishes on native fishes and ecosystem functionality. *Global Change Biology*, 2025, **31**(9): e70501. DOI: 10.1111/gcb.70501.

[37] Cheng RL, Zhou XX, Zhang YF *et al*. eDNA reveals spatial homogenization of fish diversity in a mountain river affected by a reservoir cascade. *Journal of Environmental Management*, 2024, **361**: 121248. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.121248.

[38] Kong QY, Xiong XQ, Hu YY et al. Ecological Health Assessment of the Chishui River Basin Based on Zooplankton Index of Biotic Integrity. Acta Hydrobiologica Sinica, 2026, 50(02): 97–110. DOI: 10.3724/1000-3207.2025.2025.0237. [孔巧意, 熊雪平, 胡媛媛等. 基于浮游动物生物完整性指数的赤水河流域生态健康评价. 水生生物学报, 2026, 50(02): 97–110.]

[39] Mao CZ, Zhong JS, Jiang RJ *et al*. Assessment of the health status of the surf zone along the Yangtze River Estuary using the Fish-based Assessment Integrity Index (FAII). *Acta Ecologica Sinica*, 2011, **31**(16): 4609-4619. DOI: 10.20103/j.stxb.2011.16.014. [毛成责, 钟俊生, 蒋日进等. 应用鱼类完整性指数(FAII)评价长江口沿岸碎波带健康状况. 生态学报, 2011, **31**(16): 4609–19.]

[40] Wang CF, Li PL, Meng XS *et al.* Application of the fish-based index of biotic integrity for assessing the health status of the mainstream of the Songhua River. *Journal of Dalian Ocean University*, 2026, **41**(1): 111-118. DOI: 10.16535/j.cnki.dlhyxb.2025-153. [王春峰, 李培伦, 孟祥生等. 应用鱼类生物完整性指数评价松花江干流健康状况. 大连海洋大学学报, 2026, **41**(1): 111-118.]

[41] 中华人民共和国农业农村部. 长江流域水生生物完整性指数评价办法（试行）. 北京：中华人民共和国农业农村部，2021.

[42] Steffensmeier ZD, Mayes KB, Perkin JS. Linking short-term movement rate of pelagic-broadcast spawning fishes to river fragment length and conservation status. *Biological Conservation*, 2024, **293**: 110585. DOI: 10.1016/j.biocon.2024.110585.

[43] Zhao YY, Li C, Liang Y *et al.* Construction of a River Habitat Assessment System for Tributaries in the Middle Reaches of the Jinsha River. *Journal of Hydroecology*, 2025, **46**(2): 103-113. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202212200504. [赵彦颜, 李冲, 梁媛等. 金沙江中游支流河流栖息地评价体系构建. 水生态学杂志, 2025, 46(2): 103-113.]

[44] Gostner W, Alp M, Schleiss AJ *et al*. The hydro-morphological index of diversity: A tool for describing habitat heterogeneity in river engineering projects. *Hydrobiologia*, 2013, **712**(1): 43-60. DOI: 10.1007/s10750-012-1288-5.

[45] He FZ, Zarfl C, Tockner K *et al*. Hydropower impacts on riverine biodiversity. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2024, **5**(11): 755-772. DOI: 10.1038/s43017-024-00596-0.

[46] de Visser S, Barbarossa V, Keijzer T *et al*. Characterizing dam fragmentation impacts on freshwater fish within life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 2025, **114**: 107929. DOI: 10.1016/j.eiar.2025.107929.

[47] Yu YJ, Chang JB. Preliminary analysis of the construction and operation status of fish passage facility in China. *Ecological Engineering*, 2025, **212**: 107515. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2025.107515.

[48] Gündüz O, Şimşek C. Assessment of river alteration using a new hydromorphological index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2021, **193**(4): 226. DOI: 10.1007/s10661-021-09018-w.

[49] Sun JR, Baldan D, Lucas MC *et al*. Widespread and strong impacts of river fragmentation by anthropogenic barriers on fishes in the Mekong River Basin. *Communications Earth & Environment*, 2025, **6**: 534. DOI: 10.1038/s43247-025-02467-y.

[50] Stekhoven DJ, Bühlmann P. MissForest—non-parametric missing value imputation for mixed-type data. *Bioinformatics*, 2012, **28**(1): 112-118. DOI: 10.1093/bioinformatics/btr597.

[51] Alsaber AR, Pan JZ, Al-Hurban A. Handling complex missing data using random forest approach for an air quality monitoring dataset: A case study of Kuwait environmental data (2012 to 2018). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, **18**(3): 1333. DOI: 10.3390/ijerph18031333.

[52] Le Noac'h P, Cremella B, Kim J *et al*. Nutrient availability is the main driver of nanophytoplankton *Phago*-mixotrophy in North American lake surface waters. *Journal of Plankton Research*, 2024, **46**(1): 9-24. DOI: 10.1093/plankt/fbad054.

[53] Angermueller C, Pärnamaa T, Parts L *et al*. Deep learning for computational biology. *Molecular Systems Biology*, 2016, **12**(7): MSB156651. DOI: 10.15252/msb.20156651.

[54] Gao YY, Yu JB, He JR *et al.* Study on the differences in fish composition and community structure in the mainstream and tributaries of the middle and lower reaches of the Xiangjiang River. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2026, **50**(8): 152-166. DOI:10.3724/1000-3207.2026.2025.0396. [高易阳，余建波，何进荣等. 湘江中下游干支流鱼类组成和群落结构的差异性研究 . 水生生物学报, 2026, **50**(8): 152-166.]

[55] Maciel EB, Jovem-Azevêdo D, da Silva Lima CS *et al*. Multiple habitats drive the functional diversity of fish assemblages in a tropical estuary. *Marine Environmental Research*, 2024, **195**: 106379. DOI: 10.1016/j.marenvres.2024.106379.

[56] Li Z, Chen YB, Li C *et al*. Progress in ecological and environmental effects and adaptive management of river cascade development. advances in earth science, 2018, **33**(7): 675-686. DOI:10.11867/j.issn.10018166.2018.07.0675. [李哲，陈永柏，李翀等. 河流梯级开发生态环境效应与适应性管理进展. 地球科学进展, 2018, **33**(7): 675-686.]

[57] Yang Z, Pan XJ, Hu L *et al*. Effects of upstream cascade dams and longitudinal environmental gradients on variations in fish assemblages of the Three Gorges Reservoir. *Ecology of Freshwater Fish*, 2021, **30**(4): 503-518. DOI: 10.1111/eff.12600.

[58] Xiong FY, Li ZY, Brosse S *et al*. Fishing ban halts seven decades of biodiversity decline in the Yangtze River. *Science*, 2026, **391**(6786): 719-723. DOI: 10.1126/science.adu5160.

[59] Wang XC, Yang XZ, Xing JJ *et al.* Impact of the formation of Xihe Reservoir in the Hanjiang River on fish community structure. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, **32**(4): 932-937. DOI: 10.13292/j.1000-4890.2013.0169. [王晓臣，杨兴中，邢娟娟等. 汉江喜河库区形成对鱼类群落结构的影响. 生态学杂志, 2013, **32**(4): 932-937.]

[60] Huang JX, Dong XH, Zhou XX *et al*. Microbial community succession sustains fish diversity in the Upper Yangtze River reserve. *Advanced Science*, 2025, **12**(47): e05928. DOI: 10.1002/advs.202505928.

[61] Li JY, Zhang H, Lin DQ *et al*. Spatiotemporal distribution and assemblages of fishes below the lowermost dam in protected reach in the Yangtze River main stream: Implications for river management. *BioMed Research International*, 2016, **2016**(1): 4290793. DOI: 10.1155/2016/4290793.

[62] Li M, Cheng XP, Li SZ *et al*. Human activities strengthen the influence of deterministic processes in the mechanisms of fish community assembly in tropical rivers of Yunnan, China. *Journal of Environmental Management*, 2024, **368**: 122131. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.122131.

[63] Feng K, Deng WB, Zhang YZ *et al*. Eutrophication induces functional homogenization and traits filtering in Chinese lacustrine fish communities. *Science of the Total Environment*, 2023, **857**: 159651. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159651.

[64] Tang HQ, Ding WX, Wang J. Impact of Sediment from Cascade Reservoirs in the Middle Reaches of the Jinsha River on nitrogen and phosphorus nutrients. *Ecology and Environmental Monitoring of Three Gorges*, 2023, **8**(1): 43-49. DOI: 10.19478/j.cnki.2096-2347.2023.01.06.[唐鸿琴，丁文翔，王进. 金沙江中游梯级水库泥沙对氮磷营养盐的影响. 三峡生态环境监测, 2023, **8**(1): 43-49.]

[65] Shi HY, Yang WJ, Guo H *et al.* Analysis of water and sediment changes and water nutrient environment characteristics in the middle reaches of the Yangtze River under the background of water and sediment regulation. *China Water Resources*, 2025(21): 25–31. [石浩洋，杨文俊，郭辉等. 水沙调控背景下长江中游水沙变化及水体营养环境特征分析. 中国水利, 2025(21): 25–31.]

[66] O'Reilly CM, Sharma S, Gray DK *et al*. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 2015, **42**(24): 10, 773-10, 781. DOI: 10.1002/2015GL066235.

[67] Heneghan RF, Everett JD, Blanchard JL *et al*. Climate-driven zooplankton shifts cause large-scale declines in food quality for fish. *Nature Climate Change*, 2023, **13**(5): 470-477. DOI: 10.1038/s41558-023-01630-7.

[68] Diaz RJ, Rosenberg R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 2008, **321**(5891): 926-929. DOI: 10.1126/science.1156401.

[69] Chen F, Lei H, Zheng HT *et al.* Impacts of cascade development in the main stream of the Pearl River on fish and mitigation strategies. *J Lake Sci*, 2018, **30**(4): 1097-1108. DOI:10.18307/2018. 0422. [陈锋，雷欢，郑海涛等. 珠江干流梯级开发对鱼类的影响与减缓对策. 湖泊科学, 2018, **30**(4): 1097-1108.]

[70] Huang ZL, Wang LH. Yangtze dams increasingly threaten the survival of the Chinese sturgeon. *Current Biology*, 2018, **28**(22): 3640-3647. DOI: 10.1016/j.cub.2018.09.032.