J. Lake Sci.(湖泊科学), 2027, 39(1):000-000
DOI 10.18307/2027.0131
©2027 *by Journal of Lake Sciences*

澜沧江干流糯扎渡水库鱼类群落时空格局及其与环境因子的关联*

杨　钰[1,2]，袁子昊[2,3]，李浩然[2]，王　杨[2,3]，廖传松[2,3]，梁智策[2]，刘家寿[2,3]，苑　晶[2]**，郭传波[2,3]

（1. 大连海洋大学，大连 116023）

（2. 中国科学院水生生物研究所,水产品种创制与高效养殖全国重点实验室，湖北，武汉 430072）

（3. 中国科学院大学，北京 100049）

摘　要：探明大型水库鱼类群落的时空动态及其对环境梯度的关系，对于制定科学的渔业资源保护与管理策略、优化流域梯级水库水文调度等具有重要意义。以澜沧江干流控制性工程——糯扎渡水库为研究对象，于 2024 年 7 月、10 月、12 月和 2025 年 4 月在糯扎渡水库库区布设 11 个采样点开展鱼类季度调查，并结合水环境因子系统解析糯扎渡水库蓄水后库区鱼类群落结构、α 多样性格局及其环境驱动机制。现场标准化调查共采集鱼类 36 种；结合渔民渔获物补充记录，共记录鱼类 43 种，以鲤形目为优势类群，外来种（如鳌*Hemiculter leucisculus*、马拉瓜丽体鱼 *Parachromis managuensis*、齐氏罗非鱼 *Coptodon zillii*）构成全年稳定优势种，而本地特有鱼类在群落中多表现为低丰度、低重要性指数（*IRI*）的边缘组成。从物种组成角度看，库区鱼类以定居性（76.74%）、喜静水型（58.14%）和杂食性（58.14%）物种占比较高。鱼类 α 多样性在时间尺度上整体稳定，但沿“近坝—远坝”纵向梯度呈现显著空间分化，库尾区域的多样性显著高于库首区域。广义线性模型（GLM）与广义加性模型（GAM）综合分析表明，鱼类多样性对多种环境因子表现出非线性关系，其中离坝距离作为表征库区纵向空间梯度的综合变量，在模型中具有较高解释力（呈显著正效应）；此外，鱼类多样性还受到溶氧、总氮（先增后减）及水深（递减）等水环境因子的显著影响。本研究系统揭示了糯扎渡水库蓄水运行后鱼类群落结构特征、时空动态及其与环境因子的关联关系，研究结果可为我国大型水库鱼类资源保护与管理提供依据。

关键词：糯扎渡水库；鱼类群落；α 多样性；离坝距离；

Spatiotemporal patterns of fish communities and their relationships with environmental factors in Nuozhadu Reservoir, Lancang River*

Yang Yu[1,2], Yuan Zi-Hao[2,3], Li Hao-Ran[2], Wang Yang[2,3], Liao Chuan-Song[2,3], Liang Zhi-Ce[2], Liu Jia-Shou[2,3], Yuan Jing[2] & Guo Chuan-Bo[2,3]

(1：*Dalian Ocean University, Dalian* 116023, *P.R.China*)

(2：*State Key Laboratory of Breeding Biotechnology and Sustainable Aquaculture,Institute of Hydrobiology,Chinese Academy of Sciences, Wuhan* 430072, *P.R.China*)

(3：*University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *P.R.China*)

Abstract: Clarifying the spatiotemporal dynamics of fish communities and their relationships with environmental gradients in large reservoirs is essential for developing science-based conservation and management strategies for fishery resources and for optimizing the hydrological regulation of cascade reservoirs at the watershed scale. This study was conducted in the Nuozhadu Reservoir, a key water control project on the main stream of the Lancang River. Quarterly fish surveys were carried out at 11 sampling sites from July 2024 to April 2025 (July, October, December 2024, and April 2025). Combined with measurements of aquatic environmental parameters,

* 2026-03-17 收稿；2026-07-08 收修改稿；2026-07-09 录用。
国家重点研发计划（2023YFD2400900）、国家现代农业产业技术体系（CARS-45）、湖北省杰出青年基金（2023000304）和糯扎渡水库生态渔业项目（E4410208W）联合资助。
** 通讯作者；E-mail: yuanj@ihb.ac.cn

we analyzed the structure and α-diversity patterns of fish communities after impoundment, as well as their correlations with environmental factors. A total of 43 fish species were identified, with Cypriniformes dominating the fish assemblage. Non-native species, including *Hemiculter leucisculus*, *Parachromis managuensis*, and *Coptodon zillii*, dominated the fish community across all seasons. In contrast, native endemic species occupied only a marginal ecological niche, characterized by low abundance and low index of relative importance (IRI). In terms of functional traits, the fish community was dominated by resident (76.74%), lentic-adapted (58.14%), and omnivorous (58.14%) species. Fish α-diversity exhibited stable temporal variation but showed distinct spatial differences along the longitudinal gradient from the dam area to the upstream tail area. Specifically, α-diversity was significantly higher in the reservoir tail than in the reservoir head. Combined analyses using generalized linear models (GLM) and generalized additive models (GAM) indicated that fish diversity was significantly correlated with multiple environmental variables. Distance from the dam had strong explanatory power and showed a positive correlation with fish diversity. In addition, dissolved oxygen, total nitrogen, and water depth also significantly affected fish diversity. Total nitrogen exhibited a unimodal relationship (increasing then decreasing) with fish diversity, whereas water depth showed a negative correlation. This study systematically clarifies the structural characteristics, spatiotemporal dynamics, and environmental driving mechanisms of fish communities in the impounded Nuozhadu Reservoir. The results provide a scientific reference for the conservation and management of fishery resources in large reservoirs across China.
Keywords: Nuozhadu Reservoir; fish community; α-diversity; distance from the dam;

澜沧江（Lancang River）是我国重要的跨境河流，水资源与生物多样性资源极为丰富。随着梯级水库建设的持续推进，河流天然水文过程与水生生态系统结构正经历深刻重塑[1-2]。水库蓄水改变水位、水动力及理化环境，从而影响鱼类栖息地和群落组成。已有研究表明，水库化可能导致土著鱼类衰退、广适性种类与外来种比例上升，并改变群落多样性格局[3-9]。鱼类群落结构及其多样性在维系水域生态功能、支撑流域生态系统管理中具有关键作用[10-11]。

糯扎渡水库作为澜沧江中下游梯级开发体系建设的关键控制性水库，是目前澜沧江流域库容最大的水库之一，总库容约 237.03 亿 m^3，具有多年调节能力，在流域梯级水库联合调度与径流调节中发挥重要作用。水库位于西南山地峡谷地区，干流回水长度超过 200 km，库区河道狭长、两岸陡峭，形成明显的近坝深水区—过渡区—库尾河流区纵向环境梯度，为研究水库鱼类群落的空间分异与环境因子的关系提供了典型区域[12-13]。然而，目前关于糯扎渡库区鱼类群落的标准化季度调查、库区纵向梯度比较及多环境变量关联分析仍较缺乏，现有研究多停留于单一过程讨论[14]或资源现状描述[15-16]，尤其是蓄水多年后的鱼类资料有限。

基于此，本研究以糯扎渡水库为研究对象，通过对库区不同时间和空间鱼类群落结构、α 多样性格局及水环境因子的综合调查，提出三个研究问题：1）库区鱼类群落组成及优势种结构如何；2）鱼类 α 多样性在时间和空间上呈现何种分异格局；3）鱼类 α 多样性是否与库区的环境变量存在统计关联。本研究通过分析鱼类群落结构、α 多样性及环境变量关系，为糯扎渡水库鱼类资源保护及梯级水库生态管理提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域

糯扎渡水库位于中国云南省南部澜沧江中下游河段（23°20′N，101°10′E），跨普洱市江城哈尼族彝族自治县、宁洱哈尼族彝族自治县与墨江哈尼族自治县，为典型的河道型水库。水库干流回水长约 210 km，与上游的大朝山水电站衔接。库区主要支流包括右岸小黑江、黑河，汇口距坝址分别为 98 km、13.5 km；左岸主要支流为蛮肖河、勋嘎河、左岸小黑江，汇口距坝址分别为 203、142 和 35 km[17]。糯扎渡水库于 2012 年开始蓄水发电，随后进入正常运行阶段。本研究开展调查的时间为 2024—2025 年，此时水库已稳定运行约 12 年，库区水文情势与栖息地结构基本趋于稳定，因此能够较好反映大型水库长期运行背景下鱼类群落结构及其生态响应特征。本研究在干支流共布设 11 个采样点，并根据水域空间将采样点分为坝前区、下游干流区、左岸小黑江区及上游干流区四个区域，以便进行空间比较分析（图 1）。详细的采

样点信息表见附录表 S1。

1.2 调查方法

鱼类调查于 2024 年 7 月、10 月、12 月和 2025 年 4 月开展。在每个采样点，我们同时设置了 2 张三层多网目浮网、2 张三层多网目沉网和 2 条地笼。多网目刺网采用改良的 NORDIC 多网目刺网法（Modified NORDIC multi-mesh gillnet method）[18]，浮网单张网长 30 m、高 5 m，由不同网目规格网片组合而成，网目大小（拉伸网目尺寸，2a）依次为 1、2、3、4、5、6、7、8、10、12 和 14 cm。浮网布设于采样点近岸开阔水域，距离岸边约 5–20 m；沉网单张网长 30 m、高 2 m，网目组合与浮网一致，通过铅坠固定于水体底部，主要覆盖近底层水体。沉网布设位置与浮网保持平行，间距约 10 – 20 m。地笼的网目尺寸为 5 mm，全长 25 m，由 20 个独立隔间组成，两端各设有 10 cm 的入口，以便鱼类进入捕捞装置。鱼类采样工作于傍晚（约 17:00）开始，持续至次日清晨（约 05:00），每次约 12 小时。此时间段的选择旨在控制单网的捕获量，确保每次采样的鱼类数量适中，以便进行准确的种类鉴定[19,20]。所有鱼类样品按照《中国动物志：硬骨鱼纲鲤形目（上、中、下卷）》[21-23]、《云南鱼类志》[24,25]、《云南鱼类图集》[26]进行种类鉴定，并立即测量每尾鱼的全长（精确至 1 mm）、体长（精确至 1 mm）和体重（精确至 0.01 g）等基础生物学数据。此外，通过调查沿岸渔民渔获物，进行鱼类种类组成的补充调查，渔民渔获物仅用于补充物种名录，不参与群落结构、多样性及 IRI 等定量分析，因其网具类型、作业时间和作业区域不统一，难以进行努力量标准化。

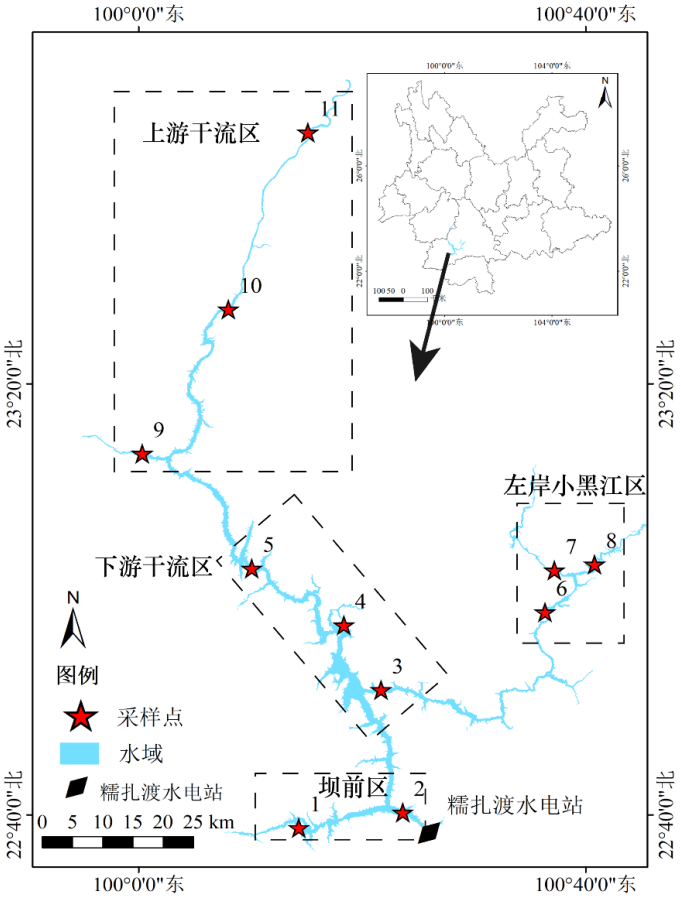

图 1 糯扎渡水库鱼类调查点位分布

Fig.1 Distribution of the fish sampling sites in Nuozhadu Reservoir

水环境因子测定方面，透明度（SD, m）使用赛氏盘测定，水深（WD, m）由美国 Speedtech SM-5A

手持声纳测深仪测定，溶解氧（DO, mg/L）、电导率（Cond, μS/cm）、水温（WT, ℃）、pH 值等水质参数使用便携式多参数探头（YSI professional plus）现场测量。水样于采集后低温避光保存，并在 24 h 内完成测定。叶绿素 a（Chl.a, μg/L）采用丙酮萃取分光光度法测定，总氮（TN, mg/L）采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定，总磷（TP, mg/L）采用钼酸铵分光光度法测定，高锰酸盐指数（COD_{Mn}, mg/L）采用酸性高锰酸钾法测定，具体分析方法参照《水和废水监测分析方法》（第四版）及相关标准方法执行[27]，每批样品设置平行样和空白样，以保证测定结果可靠性。离坝距离（DFD, km）通过 Google Earth Pro（Google Inc., USA）中“路径”测量工具测得。本文将 DFD 作为表征库区近坝—远坝纵向空间梯度的综合位置变量，而非直接代表单一水动力过程。

浮游植物（Phytoplankton, Pp）样品的采集使用鲁哥氏液固定 1L 水样并沉淀 48h，然后浓缩至 30mL[28]。在显微镜下对每个样本进行物种鉴定并计数细胞数（cells/L）。

浮游动物（Zooplankton, Zp）样品，原生动物、轮虫定量可用浮游植物定量样品；枝角类和桡足类定量样品用采水器采集，每个采样点采水样 20 L，再用 25 号浮游生物网（孔径 64 μm）过滤至 100 mL 样品瓶中，并立即用 4%的甲醛溶液进行固定[29]。在显微镜下对每个样本进行物种鉴定，统计物种数（species richness），并计数各物种个体数以计算其密度（ind./L）。

1.3 数据分析

本研究以“采样点 × 季度”为基本统计单元，即每个采样点在每个季度的标准化网具调查数据作为一个观测值；群落结构、α 多样性指数及其与环境变量的统计分析均基于该单元开展。

1.3.1 生态类型划分　将库区捕获鱼类的生态类型，按照洄游方式划分为洄游性和定居性鱼类；按照营养生态位方式划分为杂食性、肉食性、植食性及滤食性鱼类；按照空间生态位划分为中上层、中下层和底层鱼类。生态类型划分及其比例统计基于鱼类物种名录，物种名录由现场网具调查数据并结合渔民渔获物记录综合整理获得。

1.3.2 鱼类群落结构　为确保鱼类群落结构的空间可比性，仅使用现场网具调查得到的鱼类丰度和生物量数据进行分析，不包括渔民渔获物记录。群落优势度采用 Pinkas 等人（1971）[30]提出的相对重要指数（Index of relative importance，*IRI*），公式如下：

$$IRI = （N\% + W\%）\times F\% \times 10000 \quad (1)$$

式中，N%为某种鱼类的个体数占总捕获数的百分比；W%为其生物量占总捕获生物量的百分比；F%为其出现在采样点的频率占总点位数的百分比。根据 *IRI* 值将物种划分为：优势种（$IRI \geq 1000$）、重要种（$1000 > IRI \geq 100$），常见种（$100 > IRI \geq 10$）、一般种（$10 > IRI \geq 1$），少见种（$IRI < 1$）。综合 4 个季节及全年 *IRI*，确定糯扎渡水库优势物种。

1.3.3 群落结构差异分析　基于鱼类物种丰度数据构建群落矩阵，剔除最大相对丰度低于 0.001 的稀有物种后，对数据进行 log(x+1)转换，并采用 Bray–Curtis 相异性指数计算样点间群落差异。在此基础上，采用相似性分析（ANOSIM）检验不同区域鱼类群落结构差异的显著性（置换次数为 999 次）。进一步利用相似性百分比分析（SIMPER）分解群落差异，计算各物种对区域间差异的平均贡献率，并筛选主要贡献物种。

1.3.4 鱼类物种多样性量化　鱼类群落多样性采用 Shannon-Wiener 多样性指数（*H′*）、Simpson 多样性指数（*S′*）、Margalef 物种丰富度指数（*D*）和 Pielou 均匀度指数（*J′*）进行评估[31]，计算公式如下：

$$H' = \sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i \quad (2)$$

$$S' = 1 - \sum_{i=1}^{S} P_i^2 \quad (3)$$

$$D = \frac{S-1}{\ln N} \quad (4)$$

$$J' = \frac{H'}{lnS} \tag{5}$$

式中，S 为样品总种类数；N 为总尾数；P_i 为第 i 种鱼所占比例。

不同季节与不同区域间多样性指数的差异分析采用非参数统计方法进行分析，组间总体差异通过 Kruskal–Wallis 秩和检验来评估，并使用 Dunn 事后多重比较识别具体组间差异，p 值采用 Bonferroni 方法进行校正。

1.3.5 鱼类多样性与水环境因子的关系　本研究以“采样点×季度”为统计分析单元（11 个采样点×4 个季度）。以 Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 多样性指数、Margalef 丰富度指数及 Pielou 均匀度指数为响应变量。初始解释变量共 13 个指标，包括空间梯度变量 DFD，以及 Pp、Zp、DFD、WD、SD、WT、DO、Cond、Chl.a、COD_{Mn}、pH、TN 与 TP 等水环境和生物环境指标。建模前对环境因子进行共线性筛选：对各解释变量进行标准化处理（z-score 方法），并计算 Spearman 秩相关系数矩阵，对相关系数≥0.7 的变量进行剔除，最终保留 11 个解释变量（Pp、Zp、DFD、WD、SD、DO、Cond、Chl.a、COD_{Mn}、TN、TP）用于后续分析。

基于共线性筛选结果，构建广义线性模型（generalized linear model, GLM）与广义加性模型（generalized additive model, GAM）。GLM 用于评估多样性指数与环境因子的线性关系，采用高斯误差分布及恒等链接函数（identity link）。关键因子筛选通过回归系数显著性检验与 Type II 偏差分析，解释变量相对贡献度依据似然比统计量计算。

GAM 用于描述生物—环境关系的非线性特征，模型采用高斯误差分布及恒等链接函数，解释变量以平滑函数（Thin Plate Regression Spline, TPRS）形式进入模型，参数通过限制最大似然法（Restricted Maximum Likelihood, REML）估计。为降低模型复杂度和过拟合风险，GAM 分析在初始变量筛选基础上进一步简化，仅保留初始模型中达到显著水平的变量进入最终模型。初始 GAM 模型完整结果见附表 S3，最终简化 GAM 模型结果见附表 S4。通过平滑项显著性检验识别显著非线性因子，模型拟合优度以调整后 R^2（Adjusted R^2）与解释偏差（Deviance explained）评价。残差正态性检验采用 Shapiro–Wilk，异方差检验如存在异方差，则在结果中说明并结合稳健性分析验证结论。

所有统计分析均在 R 4.4.3 中完成。群落分析基于 vegan 包，GLM 分析采用 stats 包，GAM 分析采用 mgcv 包，相关性分析通过 stats 包实现，数据可视化使用 ggplot2 等扩展包完成。

2 结果

2.1 鱼类物种组成

本研究共采集鱼类 4280 尾，总生物量 118.46 kg，现场调查记录 36 种鱼类；结合渔民渔获物补充调查，共新增记录 7 种鱼类，最终确认糯扎渡水库共分布鱼类 43 种，隶属于 4 目 14 科 34 属（表 1）。

从分类结构上看，鲤形目（Cypriniformes）为绝对优势类群，共包含 4 科 26 种，占总种类数的 60.46%，其中鲤科（Cyprinidae）物种最为丰富（22 种），其次为鳅科（Cobitidae，2 种），爬鳅科（Balitoridae，1 种），胭脂鱼科（Catostomidae，1 种）。鲇形目（Siluriformes）共 5 科 9 种，占比 20.93%；鲈形目（Perciformes）共 4 科 7 种，占比 16.27%；胡瓜鱼目（Osmeriformes），仅记录大银鱼 *Protosalanx hyalocranius* 1 种，占比 2.33%。总体上，鱼类区系以鲤形目为主体，表现出典型的亚热带库区鱼类组成特征。

2.2 鱼类群落结构与优势种特征

从全库尺度看，鲚在数量与生物量层面均占据绝对优势，其相对丰度达 48.46%，相对生物量为 36.10%。群落结构在 4 个空间区域之间呈现一定的统计学差异（ANOSIM，$R = 0.176$，$P = 0.003$），表明水库内部存在明显的空间异质性。SIMPER 分析结果显示，红鳍原鲌、马拉瓜丽体鱼、鲚和齐氏罗非鱼是驱动群落空间差异的主要贡献物种，其累计贡献率为 21.89%。

综合相对重要性指数（*IRI*）评估，鲚、马拉瓜丽体鱼、红鳍原鲌 *Cultrichthys erythropterus* 与齐氏罗非鱼的 *IRI* 均超过 1000，构成糯扎渡水库的核心优势种群。相较之下，纹唇鱼 *Osteochilus salsburyi*、丝尾鳜 *Hemibagrus wychioides*、少鳞舟齿鱼 *Scaphiodonichthys acanthopterus*、中华鲱鲇 *Clupisoma sinense*

等 9 种鱼类 *IRI* 均低于 1，属于少见种，约占现场调查物种数的 25%。其中，除胡子鲇 *Clarias fuscus* 与波氏吻鰕虎鱼 *Rhinogobius cliffordpopei* 外，其余少见种多为本地特有鱼类（表 1），库区鱼类相对重要性指数、相对丰度、相对生物量等具体信息详见附表 S2。

表 1 糯扎渡水库鱼类物种名录及其相对重要性指数（*IRI*）及生态类型*

Tab.1 Fish species list of Nuozhadu Reservoir with index of relative importance (*IRI*) and ecological types

目/科	物种		相对重要性指数 *IRI*	生态类型
鲤形目 Cypriniformes				
亚口鱼科 Catostomidae				
	胭脂鱼	*Myxocyprinus asiaticus*	14.16	M;O;L;LO
沙鳅科 Botiidae				
	黑线安巴沙鳅★	*Ambastaia nigrolineata*	0.19	S;C;B;LO
鳅科 Cobitidae				
	泥鳅★	*Misgurnus anguillicaudatus*	*	S;O;B;LE
爬鳅科 Balitoridae				
	长体间吸鳅★	*Hemimyzon elongata*	*	S;O;B;LO
鲤科 Cyprinidae				
	马口鱼★	*Opsariichthys bidens*	4.93	M;C;U;LO
	高体鳑鲏	*Rhodeus ocellatus*	4.89	S;O;U;LE
	大鳍鱊	*Acheilognathus macropterus*	*	S;O;U;LE
	鲦	*Hemiculter leucisculus*	8756.21	S;O;U;LO
	贝氏鲦	*Hemiculter bleekeri*	112.55	S;O;U;LO
	翘嘴鲌	*Culter alburnus Basilewsky*	102.55	S;C;U;LE
	红鳍原鲌	*Cultrichthys erythropterus*	1175.99	S;C;U;LE
	麦穗鱼	*Pseudorasbora parva*	1.3	S;O;L;LE
	棒花鱼	*Abbottina rivulari*	2.27	S;O;B;LE
	草鱼	*Ctenopharyngodon idella*	25.28	M;H;L;LE
	鲢	*Hypophthalmichthys molitrix*	*	M;Z;U;LE
	鳙	*Aristichthys nobilis*	151.05	M;Z;U;LE
	少鳞舟齿鱼★	*Scaphiodonichthys acanthopterus*	0.48	S;O;L;LO
	云南吻孔鮈★	*Poropuntius huangchuchieni*	105.06	M;O;L;LO
	老挝吻孔鮈★	*Poropuntius laoensis*	3.46	M;O;L;LO
	黄尾短吻鱼★	*Sikukia flavicaudata*	5.95	S;O;L;LO
	短吻鱼★	*Sikukia stejnegeri*	0.73	S;O;L;LO
	长臀鮈★	*Mystacoleucus marginatus*	0.91	C;S;B;LO
	纹唇鱼★	*Osteochilus salsburyi*	0.92	S;O;B;LO
	奇额墨头鱼★	*Garra mirofrontis*	1.84	M;O;B;LO
	光唇裂腹鱼★	*Schizothorax lissolabiatus*	2.02	M;O;B;LO
	鲫★	*Carassius auratus*	36.02	S;O;L;LE
鲇形目 Siluriformes				
胡子鲇科 Clariidae				
	胡子鲇★	*Clarias fuscus*	0.3	S;C;B;LE
鲿科 Bagridae				
	黄颡鱼	*Pelteobagrus fulvidraco*	95.44	S;C;B;LE

目/科		物种	相对重要性指数 *IRI*	生态类型
	瓦氏黄颡鱼	*Pelteobagrus vachellii*	16.46	S;C;B;LE
	长须黄颡鱼	*Pelteobagrus eupogon*	2.98	S;C;B;LE
	丝尾鳜★	*Hemibagrus wychioides*	0.53	S;C;B;LE
艾丽鲇科 Ailiidae				
	中华鲱鲇★	*Clupisoma sinense*	0.28	M;C;B;LO
鮰科 Ictaluridae				
	斑点叉尾鮰	*Ictalurus punctatus*	28.47	S;C;B;LE
鮡科 Sisoridae				
	老挝纹胸鮡★	*Glyptothorax laosensis Flower*	*	S;C;B;LO
	大斑纹胸鮡★	*Glyptothorax macromaculatus Li*	*	S;C;B;LO
胡瓜鱼目 Osmeriformes				
银鱼科 Salangidae				
	大银鱼	*Protosalanx hyalocranius*	1.16	S;C;U;LE
鲈形目 Perciformes				
太阳鱼科 Centrarchidae				
	大口黑鲈	*Micropterus salmoides*	*	S;O;L;LE
丽鱼科 Cichlidae				
	尼罗罗非鱼	*Oreochromis nilotica*	255.83	S;O;U;LE
	马拉瓜丽体鱼	*Parachromis managuensis*	6101.9	S;C;L;LE
	齐氏罗非鱼	*Coptodon zillii*	1149.31	S;O;U;LE
鰕虎鱼科 Gobiidae				
	子陵吻鰕虎鱼	*Rhinogobius giurinus*	57.61	S;C;B;LO
	波氏吻鰕虎鱼	*Rhinogobius cliffordpopei*	0.81	S;C;B;LO
鳢科 Channidae				
	宽额鳢★	*Channa gachua*	3.29	S;C;L ;LE

M 表示洄游性鱼类，S 表示定居性鱼类；O 表示杂食性，C 表示肉食性，H 表示植食性，Z 表示滤食性；U 表示中上层鱼类，L 表示中下层鱼类，B 表示底层鱼类。LO 表示喜流水，LE 表示喜静水；“★”表示本地鱼种，“”表示渔民渔获物，渔民样品仅用于物种鉴定，不参与定量分析。

2.3 鱼类生态类型结构特征

基于 43 种合并名录统计生态类型比例，结果显示，在生活史类型方面，糯扎渡水库鱼类群落以定居性物种为主，其物种数明显高于洄游型鱼类，洄游类群占比相对较低。在空间生态位维度上，底栖性鱼类占据优势，占总物种数的 44.19%，而中上层与中下层鱼类种类数接近。在营养生态位结构方面，杂食性鱼类占据主导地位（58.14%），其次为肉食性鱼类，植食性和滤食性类群比例较低（图 2）。

2.4 鱼类 α 多样性的时空格局

在时间尺度上，糯扎渡水库鱼类 α 多样性在不同季度间未呈显著季节波动（图 3）。Shannon-Wiener 多样性指数（Kruskal–Wallis $X^2 = 0.964, P = 0.81$, 图 3a）、Simpson 多样性指数（$X^2 = 0.382, P = 0.94$, 图 3b）、Margalef 丰富度指数（$X^2 = 4.53, P = 0.67$, 图 3c）及 Pielou 均匀度指数（$X^2 = 1.06, P = 0.79$, 图 3d）在 4 个季节间均无显著性差异，表明鱼类多样性在年内季节间整体保持相对稳定。

相比时间变化，糯扎渡水库鱼类多样性空间差异更为显著（图 4）。Shannon-Wiener 多样性指数（$X^2 = 13.8, P = 0.003$, 图 4a）、Simpson 多样性度指数（$X^2 = 10.6, P = 0.014$, 图 4b）、Margalef 丰富度指数（$X^2 = 14.3$，$P = 0.003$, 图 4c）在不同空间区域间均存在显著差异。具体而言，上游干流区多样性（$H' = 1.37$,

$S' = 0.63$, $D = 1.79$）整体较高。Pielou 均匀度指数在不同空间区域间差异不显著（$X^2 = 2.37$, $P = 0.499$，图 4d），表明库区不同水域间个体分布均匀性整体保持相对稳定，空间分异主要体现在物种丰富度与群落组成方面。

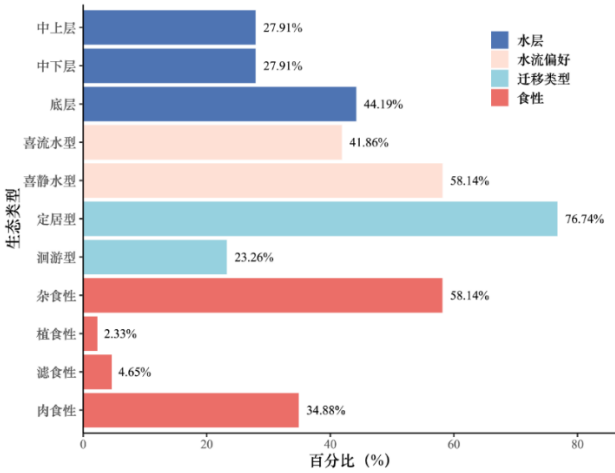

图 2 糯扎渡水库鱼类生态类型结构比例

Fig. 2 Proportional Distribution of Fish Ecological Types in Nuozhadu Reservoir

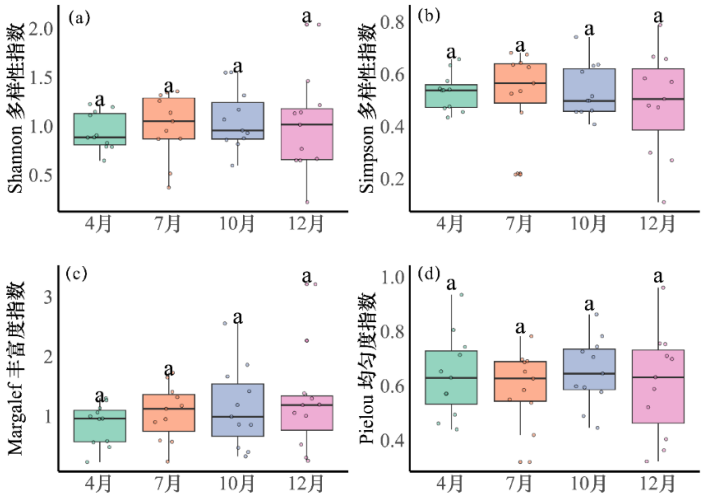

图 3 糯扎渡水库鱼类 Shannon-Wiener 多样性指数（a）、Simpson 多样性指数（b）、Margalef 物种丰富度指数（c）和 Pielou 均匀度指数（d）的时间动态特征（散点表示单个观测值（采样点 × 季度）；不同字母表示经 Kruskal–Wallis 检验后使用 Dunn 多重比较法的显著差异（$p < 0.05$））

Fig.3 Temporal dynamics of the Shannon–Wiener diversity index (a), Simpson diversity index (b), Margalef species richness index (c), and Pielou evenness index (d) of fish assemblages in the Nuozhadu Reservoir

2.5 鱼类多样性与环境因子的关系

广义线性模型（GLM）结果表明，离坝距离（DFD）作为表征库区纵向空间梯度的综合变量，是影响鱼类多样性的重要变量（图 5）。DFD 对于 Shannon-Wiener 多样性指数（Deviance explained = 46.48%, AIC = 26.53，图 5a）、Simpson 多样性指数（Deviance explained = 38.69%，AIC = -44.63，图 5b）与 Margalef 丰富度指数（Deviance explained = 41.82%，AIC = 83.51，图 5c）均呈正向关联，且其置信区间未跨零，且其回归系数在所有解释变量中相对较高。Type II 偏差分析显示，DFD 具有最高的 LR Chisq 值，进一

步验证了 DFD 所表征的纵向空间梯度与鱼类多样性空间格局关系较为密切。TP 对 Shannon–Wiener 多样性指数和 Margalef 丰富度指数均具有一定解释力，但其效应强度和偏差贡献均低于 DFD。对于 Pielou 均匀度指数（Deviance explained = 13.92%，AIC = -23.51，图 5d），GLM 及 Type II 分析均未识别出显著解释变量，表明该指数对当前环境梯度的响应相对较弱。

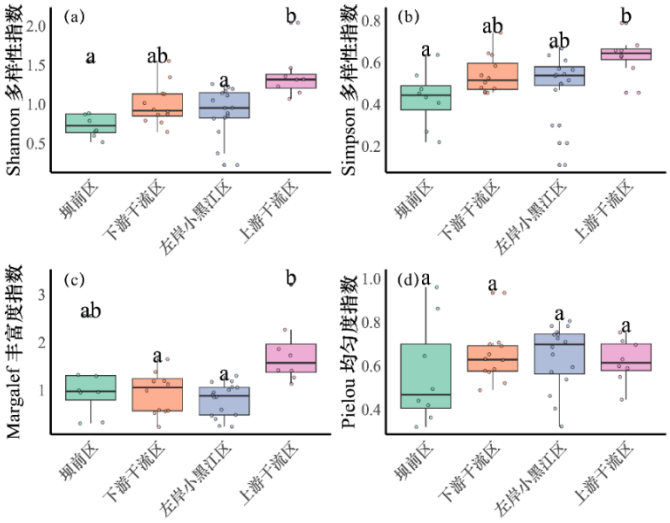

图 4 糯扎渡水库鱼类 Shannon-Wiener 多样性指数（a）、Simpson 多样性指数（b）、Margalef 物种丰富度指数（c）和 Pielou 均匀度指数（d）的空间分异特征 （散点表示单个观测值（采样点 × 季度）；不同字母表示经 Kruskal–Wallis 检验后使用 Dunn 多重比较法的显著差异（$p < 0.05$））

Fig.4 Spatial Changes of the Shannon–Wiener diversity index (a), Simpson diversity index (b), Margalef species richness index (c), and Pielou evenness index (d) of fish assemblages in the Nuozhadu Reservoir

广义加性模型（GAM）结果进一步揭示了鱼类 α 多样性对环境梯度的显著非线性响应模式（图 6）。总体而言，结果与 GLM 一致，DFD 在多个模型中均表现出显著正效应，是与鱼类多样性空间变化关系较为稳定的综合环境变量。Shannon-Wiener 多样性指数（Adjusted R^2 = 0.41, Deviance explained = 53%，图 6a）、Simpson 多样性指（Adjusted R^2 = 0.49, Deviance explained = 61%，图 6b）和 Margalef 丰富度指数（Adjusted R^2 = 0.27, Deviance explained = 30%，图 6c）均与 DFD 呈显著相关关系，总体表现出随 DFD 增加而升高的趋势，表明鱼类多样性沿库区纵向空间梯度呈增加趋势。其中，Shannon–Wiener 多样性指数和 Simpson 多样性指数表现为较稳定的正向响应，而 Margalef 丰富度指数则呈现一定的非线性变化特征，在较高 DFD 条件下增幅更为明显。与上述三个多样性指标不同，Pielou 均匀度指数（Adjusted R^2 = 0.27, Deviance explained = 37%）主要受到 Zp（图 6 d）、SD（图 6 e）和 Cond（图 6 f）的影响。其中，Pielou 均匀度指数随 Zp 和 SD 的增加呈下降趋势；与 Cond 之间呈 U 型关系，在中等电导率条件下最低，而在较高或较低电导率条件下相对较高。上述结果表明，鱼类物种丰富度和多样性主要与库区纵向空间梯度相关，而群落均匀度则更多受到局地环境条件的调节。

3 讨论

本研究基于糯扎渡水库 11 个采样点 4 个季度的标准化调查数据，系统分析了鱼类群落组成、多样性时空格局及其与环境因子的关系。结果表明，糯扎渡水库鱼类群落以定居性、杂食性和喜静水型物种为主，外来种和广适性种类占据优势地位，而本地特有鱼类多表现为低丰度组成。鱼类 α 多样性在时间尺度上相对稳定，但沿库区纵向空间梯度呈显著分异特征；广义线性模型和广义加性模型显示，离坝距离与鱼类多样性变化存在明显关联。以下将结合已有研究，对这些结果进行进一步讨论。

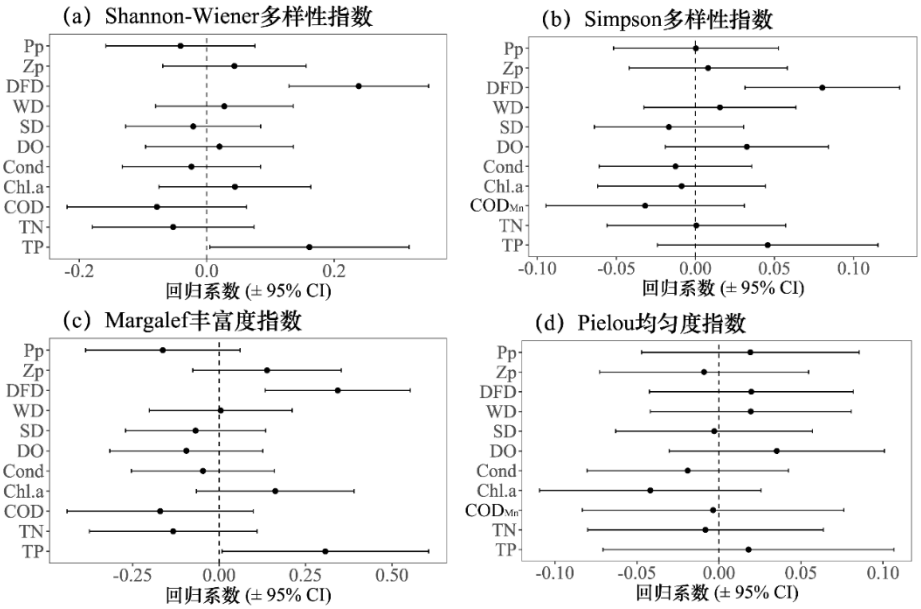

图 5 基于广义线性模型（GLM）的糯扎渡水库鱼类 Shannon-Wiener 多样性指数（a）、Simpson 多样性指数（b）、Margalef 物种丰富度指数（c）和 Pielou 均匀度指数（d）对多重环境梯度的响应强度（回归系数±95% CI）

Pp，浮游植物密度；Zp，浮游动物密度；DFD，离坝距离；WD，水深；SD，透明度；DO，溶解氧；Cond，电导率；Chl.a，叶绿素 a；COD_{Mn}，化学需氧量；TN，总氮；TP，总磷。

Fig.5 Effects of multiple environmental gradients on the Shannon–Wiener diversity index (a), Simpson diversity index (b), Margalef species richness index (c), and Pielou evenness index (d) of fish communities in the Nuozhadu Reservoir, as estimated by generalized linear models (GLMs). Points indicate regression coefficients and error bars denote 95% confidence intervals

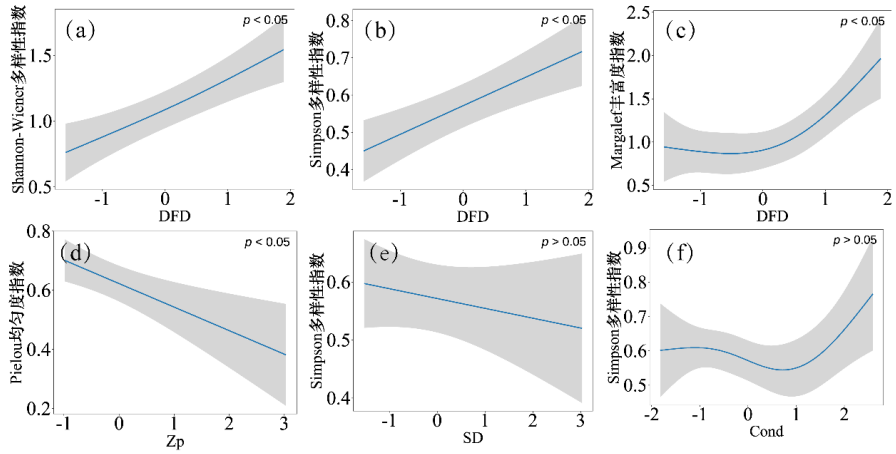

图 6 基于广义加性模型（GAM）的糯扎渡水库鱼类 Shannon-Wiener 多样性指数（a）、Simpson 多样性指数（b）、Margalef 物种丰富度指数（c）和 Pielou 均匀度指数（d~f）对空间环境变量的非线性关系

图中展示达到统计显著的空间环境相关变量，完整模型参数与平滑函数结果见附录表 S3/S4。Zp：浮游动物密度；DFD：离坝距离；SD：透明度；Cond.：电导率

Fig. 6 Nonlinear relationships between environmental gradients and the Shannon–Wiener diversity index (a), Simpson diversity index (b), Margalef species richness index (c), and Pielou evenness index (d-f) of fish communities in the Nuozhadu Reservoir, estimated using generalized additive models (GAMs)

3.1 糯扎渡水库鱼类群落结构特征及演变

本研究结果表明，糯扎渡水库鱼类群落仍以鲤形目为主要类群，这与澜沧江—湄公河流域鱼类区系以鲤形目为主体的区域特征基本一致[7,32]。澜沧江是横断山区重要的国际河流，其鱼类区系在天然河流阶段具有较高的物种多样性。早期文献查询到记录该区域在天然河流状态鱼类约 180 种[33]，随后针对澜沧江云南段开展的系统调查记录鱼类约 139 种，其中原生土著鱼类占绝对优势[32]。近年来在澜沧江西双版纳河段开展的调查共记录鱼类 119 种，与历史资料相比，部分土著鱼类种类数和分布范围已出现不同程度下降[16]。这表明澜沧江鱼类区系在过去几十年中经历了明显的变化过程。

随着澜沧江干流梯级水电站的开发，澜沧江鱼类区系发生了明显的变化。1990 年代以前澜沧江干流基本保持天然河流状态，鲤形目鱼类占群落物种数的 72.2%，而鲇形目鱼类仅占 19%；而后在 2003—2009 年间，大朝山、小湾、景洪、水电站相继建成，开始形成连续梯级水库体系，鱼类群落结构也随之发生了明显变化，鲤形目比例下降至 64.2%，而鲇形目比例上升至 21.6%；2012 年功果桥和糯扎渡水电站建成后，澜沧江形成“二库八级”梯级开发格局，鲤形目进一步下降至 59.5%，而鲇形目比例上升至 22.3%，与此同时，缓流偏好的鱼类也从最初的 42%上升至 56%[7]。这一变化表明，在梯级水库建设背景下，适应缓流环境的底栖鱼类在群落中的比例逐渐增加；本研究在糯扎渡库区共记录 43 种鱼类，主要反映了当前库区运行背景下鱼类群落的组成特征。从物种组成角度看，库区鱼类以定居性（76.74%），杂食性（58.14%）以及喜静水型（58.14%）物种占比较高，表现出一定的生态类型结构偏向。生态适应性较强、耐受性强且繁殖策略灵活的广适性（如鲿）及外来种（如马拉瓜丽体鱼）更易占据优势地位。这一结果与澜沧江干流历史调查中观察到的生态类型变化趋势高度一致[7,32,34]。这些变化表明，梯级水库的建设改变了天然河流连续体结构，使急流、浅滩和砾石底质等典型河流生境逐渐减少，而深水缓流、水体分层及库湾静水环境显著增加，从而驱动鱼类栖息地条件、食物资源结构以及繁殖补充过程发生系统性变化[35,36]。

值得注意的是，这种由河流型鱼类群落向库区型群落结构转变的现象并非糯扎渡水库所独有，类似的群落变化在我国多座大型河道型水库中均有报道。例如，在长江上游向家坝水库和溪洛渡水库蓄水运行后，原有适应急流水环境的鱼类比例明显下降，而广适性、小型化以及适应缓流或静水环境的种类比例逐渐上升，优势种已转变为鲿、瓦氏黄颡鱼等生态幅较宽的种类，同时鱼类分类多样性和部分功能多样性均呈下降趋势，鱼类群落结构由典型河流型向水库型群落转变[37]。类似的群落变化在三峡库区支流以及乌江梯级水库中也有报道[38,39]。

因此，从流域尺度看，糯扎渡水库鱼类群落结构不仅反映单一水库生态过程，同时也在一定程度上代表了澜沧江下游梯级开发背景下河流生态系统由河流型向库区型转变的阶段性特征。

3.2 鱼类 α 多样性的时间稳定性与纵向梯度格局

研究结果显示，糯扎渡水库鱼类 α 多样性在季度尺度上整体稳定，而在空间尺度上呈现显著分异格局，表明库区鱼类群落的动态变化主要与空间环境梯度密切相关。多样性的季节间稳定性可能与糯扎渡水库相对平缓的水位调调控节律[40]、优势种生命周期较长及其较强环境适应能力密切相关[41]。

相比之下，沿库区纵向梯度（近坝—远坝）呈现的多样性分化更为显著：上游干流区 Shannon–Wiener 指数、Simpson 指数与 Margalef 丰富度指数均明显高于下游近坝区，而 Pielou 均匀度指数在不同库段间保持相对稳定。这表明空间格局主要影响物种丰富度与群落组成，而对优势度分配结构的影响相对有限，说明在本研究调查时段内，库区鱼类群落均匀度的空间变化相对较小[42]。

从可能的生态解释看，上游库段水动力扰动较强、生境类型更加多样（如流速梯度、底质异质性及岸带结构复杂性），为不同生态策略鱼类提供了更多可利用生态位，有利于物种共存与多样性维持；而下游近坝区水深较大、流速缓慢、水体分层显著，栖息环境趋于单一，往往导致少数优势种占据主导生态位，从而压缩群落的功能与物种多样性空间[43-44]。需要指出的是，本研究中的空间分区不仅反映沿库区的纵向变化，还叠加了干流与支流（如左岸小黑江区）等局地生境差异，因此上述格局可能为多种环境梯度共同作用的结果，而不完全代表单一的纵向梯度效应。结果表明，糯扎渡水库鱼类群落空间分异可能与环境筛选过程有关[45]，但相关生态过程仍需结合流速、底质、岸带结构和繁殖补充等数据进一步验

证。

DFD 本身并不直接代表单一水动力过程，而是综合反映采样点在库区纵向空间序列中的位置差异。沿 DFD 变化的鱼类多样性格局可能同时叠加库段类型、干支流属性、水深、支流汇入、岸带复杂度和局地栖息地差异等因素。

3.3 鱼类多样性对环境梯度的线性与非线性关系

GLM 与 GAM 的综合分析结果进一步表明，DFD 在多个多样性指标中均表现出较高且稳定的解释力。作为空间位置变量，DFD 本质上是 DFD 本质上是库区纵向梯度的综合表征，综合反映了水动力强度、水体交换频率、生境异质性与人类干扰等多种环境梯度，因此可被视为库区鱼类多样性分布的综合替代变量，而不将其解释为独立环境驱动因子[46]。同时，DFD 的作用可能部分叠加支流输入及局地栖息地差异等因素，其生态意义应结合具体环境背景进行综合解读。

GAM 结果进一步表明，Shannon–Wiener 多样性指数、Simpson 多样性指数和 Margalef 丰富度指数均与 DFD 显著相关，并总体表现出随 DFD 增加而升高的趋势。这说明鱼类物种丰富度和综合多样性主要与库区纵向空间梯度相关。上游干流及远坝区域通常具有更复杂的水动力条件、更高的生境异质性以及更多支流汇入影响，可能为不同生态类型鱼类提供更多可利用生境和生态位，从而有利于维持较高的鱼类多样性[47]。而 Pielou 均匀度指数与 Cond 表现出的阶段性响应，暗示离子环境可能通过影响初级生产力与食物网通道，对鱼类多样性产生间接调节作用[48]；SD 与 Zp 的影响，则反映出食物资源供给与捕食可见度在一定程度上调控群落结构[49]。

这些结果表明，本研究结果表明，糯扎渡水库鱼类多样性并非与单一环境因子呈简单线性关系，而是表现出不同多样性指标对环境梯度的差异化响应。其中，物种丰富度和综合多样性指标主要与库区纵向空间梯度相关，而群落均匀度则更多受到局地环境条件的共同影响。这提示在库区生态管理中，应同时关注纵向生境异质性的维持以及局地水环境条件变化对鱼类群落结构的潜在影响[50,51]。

3.4 糯扎渡水库鱼类多样性的潜在威胁及生态管理建议

当前糯扎渡水库鱼类群落呈现出以广适性物种与外来种占优势、特有鱼类生态地位弱化的格局，这一结构转变可能对生态系统功能产生深远影响[52]。广适性与外来种（例如齐氏罗非鱼）往往具有较高的资源利用效率与环境耐受能力，短期内可维持较高的群落稳定性；但从长期尺度看，其优势化可能导致功能同质化增强、功能冗余降低及系统抗扰动能力下降[53-54]。

此外，多样性与环境因子的非线性响应特征表明，在水位调度、营养盐输入或水动力条件发生临界变化时，鱼类群落可能出现突变式结构重组或多样性跃迁[55]。

基于本研究结果，针对糯扎渡水库及类似大型梯级水库的鱼类资源保护与生态管理，提出以下建议：

1）强化纵向生态梯度与河流性生境保护。本研究表明鱼类多样性沿库区纵向空间梯度呈显著变化，上游干流区具有较高的物种丰富度和生境异质性。因此，建议加强库尾区域及重要支流汇入口等关键生境的保护，减少高强度人为干扰，维持库区纵向生境异质性，为不同生态类型鱼类提供多样化栖息环境；

2）加强特有鱼类与外来种的协同管理。 本研究发现，鲴、马拉瓜丽体鱼及齐氏罗非鱼等外来或广适性物种在群落中占据优势地位。建议将上述物种作为重点监测对象，持续跟踪其种群动态与空间扩散趋势，并评估其对本地鱼类群落结构及功能多样性的影响；在必要情况下，可通过限制人为放流、加强渔业管理等措施，降低其进一步扩散风险；3）加强关键区域的空间分区管理。 结合本研究中空间分异特征及支流汇入影响，建议将库尾区及重要支流汇入口划为鱼类多样性保护重点区域，限制高强度开发活动，并加强栖息地保护与生态修复，以维持群落结构稳定性。

3.5 研究不足与展望

本研究对糯扎渡水库鱼类群落结构、多样性格局及其环境驱动机制进行了系统分析，但仍存在一定局限性。首先，受采样方法限制，本研究主要采用多网目刺网和地笼进行鱼类采集，且采样时间集中在傍晚至清晨。不同网具类型及采样时段对不同体型、活动能力及垂直分布鱼类的选择性捕获存在差异，可能对部分底栖隐蔽种类或近岸小型鱼类的检出产生一定偏差，此外，由于不同点位水深和生境条件存在差异，网具捕捞效率可能存在一定变化，因此在解释群落结构和多样性空间格局时需予以考虑。其次，

尽管针对糯扎渡水库全面系统的鱼类起源调查尚较罕见，但本次调查主要依据 4 个季度的采样数据，在时间尺度上相对有限，尚难全面反映鱼类群落在更长时间尺度上的动态变化。鱼类群落结构可能受年际水文波动、水库调度方式及极端气候事件等因素影响，因此本研究结果更适用于短期尺度下的群落格局描述，而对长期变化趋势的推断仍需进一步验证。本研究采样点主要分布于干流及部分支流河段汇水区，部分小型支流及库湾生境未能充分覆盖，可能在一定程度上低估了区域鱼类多样性，特别是对部分低丰度或分布受限物种的检出能力有限。在此背景下，本研究中“库区鱼类物种数明显低于历史天然河流阶段”的结论，主要反映干流及主要支流典型水域的群落特征，而对整个库区鱼类多样性的总体水平可能存在一定低估。因此，未来研究可在扩大调查时间尺度和空间范围的基础上，结合功能多样性、系统发育多样性及食物网结构等多维度指标，进一步揭示梯级水库运行背景下鱼类群落结构演替及其生态机制，从而为澜沧江流域鱼类资源保护与生态调度优化提供更加全面的科学依据。

4 参考文献

[1] Hu J, Zhou X, Yi YJ *et al*. Hydrological changes in the Upper Yellow River under the impact of upstream cascade reservoirs over the past 70 years. *Journal of Hydrology*: *Regional Studies*, 2025, **57**: 102105. DOI: 10.1016/j.ejrh.2024.102105.

[2] Soukhaphon A, Baird IG, Hogan ZS. The impacts of hydropower dams in the Mekong River Basin: A review. *Water*, 2021, **13**(3): 265. DOI: 10.3390/w13030265.

[3] Wang QQ, Han Y, Li PC *et al*. Ecohydraulic modelling to evaluate cascade dam construction impact and support fish habitat restoration. *Ecological Engineering*, 2023, **192**: 106974. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2023.106974.

[4] Vaisvil A, Caldwell CA, Frey E. Water-level fluctuations and water temperature effects on young-of-year largemouth bass in a southwest irrigation reservoir. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 2022, **13**(2): 534-543. DOI: 10.3996/jfwm-21-071.

[5] Tan XC, Li YF *et al*. The status of fish spawning ground in the East River with cascade dams' duress. *J Lake Sci*, 2012, **24**(3): 443-449. DOI: 10.18307/2012.0317.

[6] Yan XY, Yang ZF, Zeng QH *et al*. Proposal for ecological operation of cascade reservoirs to safeguard reproductive migration and egg development in drifting-egg fish. *Journal of Cleaner Production*, 2025, **496**: 145154. DOI: 10.1016/j.jclepro.2025.145154.

[7] Hong YX, Shi WQ, Chen YC *et al*. Succession of fish community in the mainstream of Lancang River during cascade hydropower development. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(1): 235-253. DOI: 10.5846/stxb201910182186. [洪迎新, 施文卿, 陈宇琛等. 水电梯级开发进程中澜沧江干流鱼类群落演变特征. 生态学报, 2021, **41**(1): 235-253.]

[8] Zhang C, Ding LY, Ding CZ *et al*. Responses of species and phylogenetic diversity of fish communities in the Lancang River to hydropower development and exotic invasions. *Ecological Indicators*, 2018, **90**: 261-279. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.03.004.

[9] Baird IG, Hogan ZS. Hydropower dam development and fish biodiversity in the Mekong River Basin: A review. *Water*, 2023, **15**(7): 1352. DOI: 10.3390/w15071352.

[10] Villéger S, Brosse S, Mouchet M *et al*. Functional ecology of fish: Current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, 2017, **79**(4): 783-801. DOI: 10.1007/s00027-017-0546-z.

[11] Tang T, Lau DCP, Chiu MC *et al*. Editorial: Freshwater biodiversity and ecosystem functioning: Novel ideas and approaches. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2024, **11**: 1355026. DOI: 10.3389/fevo.2023.1355026.

[12] Zhang XX, Jiang LG, Liu ZF *et al*. Flow regime changes in the Lancang River, revealed by integrated modeling with multiple Earth observation datasets. *Science of the Total Environment*, 2023, **862**: 160656. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.160656.

[13] Bao YF, Zhang D, Wang YC *et al*. Analysis of nitrogen migration and transformation in the typical deep and large reservoir of the Lancang River—Evidence from nitrogen and oxygen isotopes. *Journal of Hydrology*, 2024, **640**: 131701. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2024.131701.

[14] Fu GQ, Gao HT, Xiao HB *et al.* Research on Key Technologies for Wilding and Stocking of Artificially Propagated Fry of the Indigenous Fish, Wallago attu, in the Lancang River . *Journal of Aquaculture*, 2019, **40**(8): 29-32, 35. [付贵权, 高海涛, 肖海斌等. 澜沧江土著鱼类叉尾鮠人工繁殖鱼苗野化及放流关键技术研究 . 水产养殖, 2019, **40**(8): 29-32, 35.]

[15] Jin FP, Wu JJ, Zuo PX *et al*. Status of fishery resources and species diversity in the middle and upper reaches of the Lancang River(Gongguo Bridge-Wunonglong section). *Fisheries Science & Technology Information*, 2024, **51**(1): 57-64. DOI: 10.16446/j.fsti.20220900107. [金方彭, 吴俊颉, 左鹏

翔等. 澜沧江中上游功果桥—乌弄龙江段鱼类资源现状及物种多样性. 水产科技情报, 2024, **51**(1): 57-64.]

[16] Fu GQ, Qin T, Chen XY *et al*. Composition and species diversity of fishes in Xishuangbanna reach of Lancang River. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(24): 9557-9573. DOI: 10.5846/stxb202104140968. [付贵权, 秦涛, 陈小勇等. 澜沧江西双版纳段鱼类组成和物种多样性.生态学报, 2021, **41**(24): 9557-9573.]

[17] Zhang XE, Zhou XD, Feng CH. Study on eutrophication prediction of nuozhadu reservoir. *China Rural Water and Hydropower*, 2007, (2): 120-121, 125. [张仙娥, 周孝德, 冯成洪. 糯扎渡水库富营养化预测研究. 中国农村水利水电, 2007, (2): 120-121, 125.]

[18] Appelberg M. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets: stratified random sampling with Nordic multi-mesh gillnets provide reliable whole-lake estimates of the relative abundance and biomass of freshwater temperate lakes . Stockholm: Fiskeriverket, 2000: 1-37**.**

[19] Erős T, Specziár A, Bíró P. Assessing fish assemblages in reed habitats of a large shallow lake—a comparison between gillnetting and electric fishing. *Fisheries Research*, 2009, **96**(1): 70-76. DOI: 10.1016/j.fishres.2008.09.009.

[20] Prchalová M, Mrkvička T, Peterka J *et al*. A model of gillnet catch in relation to the catchable biomass, saturation, soak time and sampling period. *Fisheries Research*, 2011, **107**(1/2/3): 201-209. DOI: 10.1016/j.fishres.2010.10.021.

[21] 曹文宣, 何舜平. 中国动物志——硬骨鱼纲鲤形目(上卷) . 北京: 科学出版社, 2024:45-171.

[22] 陈宜瑜. 中国动物志——硬骨鱼纲鲤形目(中卷) . 北京: 科学出版社, 1998: 61-444.

[23] 乐佩琦. 中国动物志——硬骨鱼纲鲤形目(下卷). 北京: 科学出版社, 2000: 273-425.

[24] 陈银瑞, 褚新洛.云南鱼类志(上册). 北京: 科学出版社, 1989: 37-350.

[25] 陈银瑞, 褚新洛. 云南鱼类志(下册) . 北京: 科学出版社, 1990: 5-264.

[26] 田树魁, 王云峰. 云南鱼类图集 . 云南科技出版社, 2022:27-661

[27] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法: 第 4 版 . 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[28] 金磊, 杨义刚, 杨军. 水体浮游植物采集与鉴定 . BIO-PROTOCOL, 2021: 0-7.

[29] Qi J, Wang Y, Yuan J *et al*. Variations of zooplankton community as bioindicators of eutrophication and water quality in shallow Yangtze Lakes. *Limnologica*, 2025, **112**: 126248. DOI: 10.1016/j.limno.2025.126248.

[30] Pinkas L, Oliphant M S, Iverson I L K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in california waters . *California Fish Bulletin,* 1971, 152: 1-105.

[31] Mao ZG, Gu XH, Gong ZJ *et al*. The structure of fish community and changes of fishery resources in Lake Hongze. *J Lake Sci*, 2019, **31**(4): 1109-1119. DOI: 10.18307/2019.0401. [毛志刚,谷孝鸿,龚志军等.洪泽湖鱼类群落结构及其资源变化.湖泊科学,2019,**31**(4):1109-1119.]

[32] Liu MD. Ichthyofauna composition and distribution of fishes in Yunnan section of Lancang River . *Journal of Fishery Sciences of China*, 2011, **18**(1): 156-170. [刘明典. 澜沧江云南段鱼类区系组成与分布 . 中国水产科学, 2011, **18**(1): 156-170.]

[33] 陈宜瑜. 横断山区鱼类 .北京: 科学出版社, 1998:11-339.]\

[34] Lu B, Tong XR, Wang DB *et al*. Composition and status of fishes of nanla river in Xishuangbanna, Yunnan, China. *Journal of Kunming University*, 2009, **31**(6): 60-63. DOI: 10.14091/j.cnki.kmxyxb.2009.06.018 . [路斌, 仝向荣, 王德斌等. 云南西双版纳罗梭江的鱼类物种组成及现状. 昆明学院学报, 2009, **31**(6): 60-63.]

[35] Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Revista Brasleira de Biologia*, 2008, **68**(4 Suppl): 1119-1132. DOI: 10.1590/s1519-69842008000500019.

[36] Meynell PJ, Metzger MJ, Stuart N. Assessing the impacts of changing connectivity of hydropower dams on the distribution of fish species in the 3S rivers, a tributary of the lower Mekong. *Water*, 2024, **16**(11): 1505. DOI: 10.3390/w16111505.

[37] Xiong F, Guo Q, Zhang W *et al*. Spatial pattern of fish community structure in xiangjiaba reservoir on the lower Jinsha River. *Journal of Hydroecology*, 2024, **45**(4): 82-91. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202204240141. [熊飞, 郭祺, 张伟等. 金沙江下游向家坝库区鱼类群落结构空间格局. 水生态学杂志, 2024, **45**(4): 82-91.]

[38] Qi ZY, Zhai DD, Liu HY *et al*. Fish community structure and nested distribution pattern of the three tributaries at the head of the Three Gorges Reservoir. *J Lake Sci*, 2025, **37**(3): 952-964. DOI: 10.18307/2025.0332. [戚智远, 翟东东, 刘红艳等. 三峡水库库首 3 条支流鱼类群落结构和嵌套性分布格局. 湖泊科学, 2025, **37**(3): 952-964.]

[39] Ma WS, Zhang Y, Wu KY *et al*. Study on composition and diversity of fish species in the lower reaches of Wu River and Changxi River. *Freshwater*

Fisheries, 2025, **55**(1): 17-30. DOI: 10.13721/j.cnki.dsyy.2025.01.006. [马维宋, 张煜, 吴开阳等. 乌江下游及支流长溪河鱼类物种组成与多样性研究. 淡水渔业, 2025, **55**(1): 17-30.]

[40] Zohary T, Ostrovsky I. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters*, 2011, **1**(1): 47-59. DOI: 10.5268/IW-1.1.406.

[41] Qu JQ, Hao TF, Li YG *et al*. Analysis of fish community structure and ecological niche changes in Miyun Reservoir based on environmental DNA technology. *Journal of Dalian Ocean University*, 2024, **39**(2): 298-307. [曲疆奇, 郝桐锋, 李永刚等. 基于 eDNA 技术的密云水库鱼类群落结构及生态位变化分析. 大连海洋大学学报, 2024, **39**(2): 298-307.]

[42] Zhang W, Zhai DD, Xiong F *et al*. Community structure and functional diversity of fishes in the Three Gorges Reservoir. *Biodiversity Science*, 2023, **31**(2): 87-99. DOI: 10.17520/biods.2022136. [张伟,翟东东,熊飞等.三峡库区鱼类群落结构和功能多样性.生物多样性,2023,**31**(2):87-99.]

[43] Lin PC, Chen L, Gao XC *et al*. Spatiotemporal distribution and species composition of fish assemblages in the transitional zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Water*, 2020, **12**(12): 3514. DOI: 10.3390/w12123514.

[44] Ma BS, Chu ZP, Zhou RH *et al*. Longitudinal patterns of fish assemblages in relation to environmental factors in the Anning River, China. *Ecological Indicators*, 2023, **146**: 109864. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.109864.

[45] dos Santos NCL, de Santana HS, Ortega JCG *et al*. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, 2017, **802**(1): 245-253. DOI: 10.1007/s10750-017-3274-4.

[46] Sulzbacher R, Salvador GN, Alves CBM *et al*. The longitudinal gradient prevails over local characteristics in shaping fish species distributions in a large neotropical reservoir. *Water Biology and Security*, 2026, **5**(1): 100425. DOI: 10.1016/j.watbs.2025.100425.

[47] Liao CS, Ye SW, Zhai DD *et al*. Tributaries create habitat heterogeneity and enhance fish assemblage variation in one of the largest reservoirs in the world. *Hydrobiologia*, 2023, **850**(19): 4311-4326. DOI: 10.1007/s10750-023-05306-3.

[48] Cañedo-Argüelles M, Kefford BJ, Piscart C *et al*. Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. *Environmental Pollution*, 2013, **173**: 157-167. DOI: 10.1016/j.envpol.2012.10.011.

[49] Moosmann M, Greenway R, Oester R *et al*. The role of fish predators and their foraging traits in shaping zooplankton community structure. *Ecology Letters*, 2024, **27**(2): e14382. DOI: 10.1111/ele.14382.

[50] Feng K, Wang QD, Tao K *et al*. Ecological threshold responses of fish communities to lake eutrophication. *Journal of Environmental Management*, 2025, **384**: 125599. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.125599.

[51] Birk S, Chapman D, Carvalho L *et al*. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2020, **4**(8): 1060-1068. DOI: 10.1038/s41559-020-1216-4.

[52] 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.

[53] 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.

[54] Liang ZC, Gozlan RE, Kuang CY *et al*. Spatial mismatch and congruence in the taxonomic, functional, and phylogenetic diversities of fish assemblages in China's water diversion lakes. *Ecological Informatics*, 2025, **85**: 102985. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2024.102985.

[55] Jiang ZG, Xie C, Chen SB *et al*. Taxonomic and functional response of fish assemblages to flood-triggered water level fluctuations in a large floodplain lake along the Yangtze River. *Ichthyological Research*, 2025, **72**(2): 197-207. DOI: 10.1007/s10228-024-00984-y.