王崇瑞,林泽花,高 峰,等.广东连南大鲵自然保护区溪流底栖动物群落格局及其驱动因子 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):5152-5162.
Wang C R, Lin Z H, Gao F, et al. Patterns of macroinvertebrate communities and their driving factors in streams of Guangdong Liannan Giant Salamander Provincial Nature Reserve [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):5152-5162.

# 广东连南大鲵自然保护区溪流底栖动物群落格局及其驱动因子

王崇瑞[1],林泽花[2],高 峰[1],杨 鑫[1],周志恩[2],唐剑华[2],欧东升[1*] (1.湖南省水产科学研究所,湖南 长沙 410153；2.广东连南大鲵省级自然保护区管理处,广东 连南 513300)

**摘要:** 为评估野生大鲵生境质量并促进野生大鲵资源保护,于 2023 年 5 月对广东连南大鲵省级自然保护区的溪流中开展了大型底栖无脊椎动物群落格局及驱动因素调查.结果表明,保护区溪流维系了高水平的底栖动物多样性,在 32 个样点中共记录 180 种,隶属于 6 门 7 纲 16 目 71 科 167 属,其中水生昆虫 172 种,为绝对优势类群(占总物种数的 94.6%).优势种为短脉纹石蛾(*Cheumatopsyche* sp., 12.1%)、纹石蛾(*Hydropsyche* sp.,11.6%)、襟襉(*Togoperla* sp., 6.7%)、四节蜉(*Baetis* sp., 6.0%)和角石蛾(*Stenopsyche* sp., 5.5%)等蜉蝣目、襉翅目和毛翅目(EPT)的种类.对万坑河、三家冲河(上游,位于核心区)和排肚河(下游,位于实验区)3 个区域的样点进行比较,发现底栖动物群落的物种数、密度、Simpson 指数、Shannon 指数和 Pielou's 均匀度指数在 3 个区域间无显著差异;3 个区域的群落组成也差异较小,均以 EPT 等敏感种类为主,3 组样点在 nMDS 排序图上有较大重叠.冗余分析(Redundancy Analysis,RDA)显示,影响底栖动物群落的关键环境因子为海拔、溶解氧和底质类型等,关键空间因子则包括 12 项 PCNM 变量,有分别代表大(1、3、4、6~8)、中(10、12、13、15)和小尺度(23、28)的 PCNM 轴.变差分解结果表明,环境因子单独解释了 4.7%的群落变化,空间因子单独解释率 5.0%,二者共同解释了 8.4%,环境因子和空间因子对底栖动物群落变化的解释率基本一致.整体上,连南大鲵保护区内核心区和实验区的溪流生境均为优良状态,水质清洁,底栖动物多样性高,实验区的溪流生境仅略差于核心区.保护区内溪流的优良生境及高水平的底栖动物多样性为大鲵的生存繁衍提供了优良的条件.未来应进一步加强对保护区溪流生态系统的长期监测与管理,以持续提升野生大鲵的生境质量,为大鲵种群的稳定与恢复提供科学支撑.

**关键词:** 大鲵；大型无脊椎动物；群落结构；环境因子；冗余分析
**中图分类号:** X174,X171 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2025)09-5152-11

**Patterns of macroinvertebrate communities and their driving factors in streams of Guangdong Liannan Giant Salamander Provincial Nature Reserve.**

WANG Chong-rui[1], LIN Ze-hua[2], GAO Feng[1], YANG Xin[1], ZHOU Zhi-en[2], TANG Jian-hua[2], OU Dong-sheng[1*] (1.Hunan Fisheries Science Institute, Changsha 410153, China；2.Administration of Guangdong Liannan Dani Provincial Nature Reserve, Liannan 513300, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：5152~5162

**Abstract:** To assess the habitat quality of wild Chinese giant salamanders (*Andrias davidianus*) and promote the conservation of their conservation, a survey on the community structure and driving factors of macroinvertebrates was conducted in May 2023 in the Guangdong Liannan Giant Salamander Provincial Nature Reserve. The results indicated that streams in the reserve maintained a high level of benthic macroinvertebrate biodiversity, with 180 species, belonging to six phyla, seven classes, 16orders, 71 families, and 167 genera recorded across 32 sampling sites. Among them, aquatic insects accounted for 94.6% (172species) of the total species richness. The dominant species included *Cheumatopsyche* sp. (12.1%), *Hydropsyche* sp. (11.6%), *Togoperla* sp. (6.7%), *Baetis* sp. (6.0%), and *Stenopsyche* sp. (5.5%), which all belong to the orders Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT). A comparison of sampling sites in three regions—Wankeng River, Sanjiachong River (upstream, located in the core area), and Paiduhou River (downstream, in the experimental area)—revealed no significant differences in benthic invertebrate species richness, density, Simpson index, Shannon index, and Pielou's evenness index. The community composition was also similar across the three regions, with EPT and Diptera (sensitive taxa) being the dominant groups. The nMDS ordination plot showed substantial overlap among the three regions. Redundancy analysis (RDA) indicated that key environmental factors influencing the benthic community included altitude, dissolved oxygen, and substrate type, while key spatial factors included 12PCNM variables representing large- (PCNM axes 1, 3, 4, 6~8), medium- (10, 12, 13, 15), and small-scale (23, 28) spatial patterns. Variation partitioning analysis (VPA) showed that environmental factors alone explained 4.7% of the community variation, spatial factors alone explained 5.0%, and their combined effect explained 8.4%, indicating that environmental and spatial factors contributed similarly to the variation in benthic communities. Overall, the stream habitats in both the core and experimental zones of the Liannan giant salamander reserve were in excellent

**收稿日期:** 2025-02-20
**基金项目:** "广东连南大鲵省级自然保护区-保护对象专项调查项目"资助 (ZHCG2023-101); "珠江流域渔业资源与栖息地调查"专项
* 责任作者, 研究员, njdodx@163.com

condition, with clean water and high benthic diversity, although the habitat quality in the experimental zone was slightly inferior to that of the core zone. The high-quality stream habitats and rich benthic biodiversity provide favorable conditions for the survival and reproduction of the *giant salamander*. In the future, long-term monitoring and management of the stream ecosystems in the reserve should be strengthened to continuously improve the habitat quality for wild giant salamanders and provide scientific support for the stability and recovery of their populations.

**Key words**：macroinvertebrates；community structure；environmental factors；spatial factors；redundancy analysis

大鲵(*Andrias davidianus*)是全球现生体型最大的两栖动物,也是我国特有的国家 II 级保护动物,被国际自然保护联盟濒危物种红色名录(IUCN)评定为极危物种[1-2].作为全球两栖动物保护的旗舰种,大鲵不仅具有重要的科研和生态价值,还在陆地与淡水生态系统的物质循环和能量流动中发挥关键作用[3],其种群动态广受关注.然而,由于全球气候变化、栖息地丧失和过度捕捞等因素,其种群数量急剧下降,栖息地范围日益片段化和岛屿化[4-5],野生大鲵生存状况仍在不断恶化.因此,加强其栖息地生态系统的监测和管理显得尤为重要.

广东连南欧大鲵省级自然保护区内地势险峻,溪流纵横,植被茂密,被誉为连南的“西伯利亚”[6].大鲵作为连南生物多样性的代表物种之一,因其迁徙能力较差和对水环境变化极为敏感,且其栖息地主要集中在山区溪流中的岩石洞穴中[7].连南保护区地形的复杂性、气候植被的过渡性造就了其生态系统的敏感性和脆弱性.作为我国目前野生大鲵种群分布的南缘,该保护区在动物地理学上具有重要的研究和保护价值.因此,维持大鲵栖息地的完整性和稳定性是保护工作的核心.

水体生生态系统健康状况对大鲵的生存繁衍至关重要.大型底栖动物是水生态系统的重要组成部分,因其生命周期长、迁移能力弱、对环境变化敏感等特性,其群落结构和生物多样性成为评价河流生态健康状况的重要指标[8-9],被广泛应用于河流生态系统保护与修复中[10].同时,大型底栖动物作为食物网中能量流动的中间环节,直接或间接影响更高营养级物种(如大鲵)的能量来源[11-12].目前国内保护区的底栖动物多样性调查主要集中在河流、河口等大型水体,而对于内陆水体的底栖动物多样性调查明显不足[13-14].此外,通过底栖动物群落特征评估大鲵栖息地质量,仍是保护生物学中的薄弱环节[14].

自然保护区功能分区采用国际”人与生物圈”计划生物保护区的基本模式,即将保护区划分为核心区、缓冲区与实验区模式[15].系统比较保护区内不同功能区的底栖动物群落特征,不仅可揭示人类活动对水生生态系统的影响机制,也能为大鲵栖息地的精准保护提供关键依据.因此,开展此项研究对完善保护区的科学管理具有双重价值:既可为野生大鲵种群保护提供生物监测指标,又能为保护区的功能分区保护和管理提供科学依据.

本文于 2023 年对保护区的 32 个溪流样点的大型底栖动物进行了系统调查,重点分析了底栖动物的群落结构特征、其空间分布格局及驱动机制.本研究旨在为保护区内的水生态本底数据积累提供科学依据,并为优化大鲵保护机制及生态系统管理提供理论支持.

## 1　材料与方法

### 1.1　研究区域概况

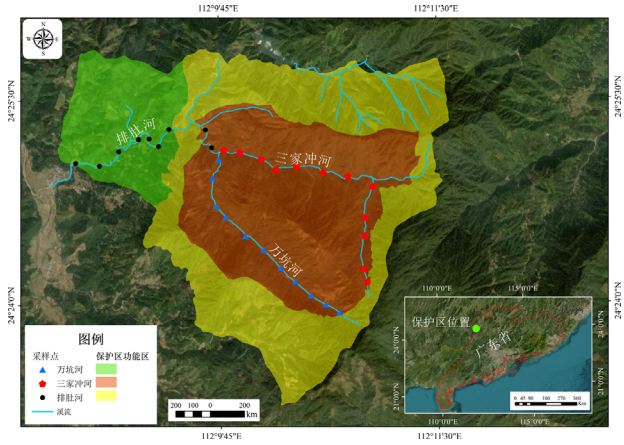



图 1　广东连南大鲵保护区大型底栖无脊椎动物调查样点分布图

Fig.1　The sampling sites of macroinvertebrates in Liannan Giant Salamander Reserve

广东连南大鲵省级自然保护区位于连南县西南角(距县城 78km),地理坐标为 112°08′26.8″E 至 112°11′36.2″E,24°23′15.5″N 至 24°25′22.9″N,总面积 1518.6hm$^2$,包括核心区(634hm$^2$)、缓冲区(633.2hm$^2$)

和实验区(251.4hm$^2$)(图 1).保护区地势东南高、西北低,地形以峡谷、陡山为主,溪河纵横.主要溪流包括万坑河、三家冲河和排肚河,其中排肚河位于下游的并最终流入西江.保护区属中亚热带季风湿润气候区,海拔相对较高,具有山地气候特色,年平均气温19.5℃,年均降雨量 1930.2mm.

### 1.2 样点设置及样品采集

于 2023 年 5 月在三条溪流的 32 个样点开展了调查,其中包括三家冲河 12 个样点(均位于核心区),万坑河 11 个样点(均位于核心区),以及下游排肚河 9 个样点(包括核心区 2 个样点,其余 7 个样点位于实验区)(图 1).尽管本次调查只在春季进行,这是因为在该时期亚热带溪流中的大多数底栖动物处于幼虫期而未达羽化阶段[16-17],而且春季溪流水文状况相对稳定,能较好地反映保护区溪流的底栖动物多样性状况.

底栖动物样品采集使用索伯网(Surber Sampler,网径 40 目,采样面积 0.09m²).根据各样点生境特征,每个样点采集 3 次重复样品.采集的底栖动物样本经 40 目筛洗后装入密封袋,带回室内当天在解剖盘中分拣,并置于 50mL 样品瓶中用 75%的医用酒精固定.在实验室中,所有样本依据相关书籍和资料进行种类鉴定、计数和称湿重,然后换算为单位面积的密度和生物量[18-20].

### 1.3 环境指标的测定

现场使用 BANTE900P 便携式多参数水质分析仪测定水温、溶解氧、总溶解性固体(TDS)和 pH 值,每个样点测量 3 次并取平均值.海拔与经纬度坐标使用 Garmin GPS-76 测定.河宽采用测距仪测定,水深用卷尺测定.将底质分为 5 个类型:1)砂(<2mm);2)砾石(2~32mm);3)小圆石(32~64mm);4)卵石(64~256mm);5)大石(>256mm),以目测估算估算各类型的百分比[21].水样采集使用的是 200mL 的聚乙烯塑料瓶,用 0.45 μm 滤纸过滤,带回实验室低温保存.其余的水化学指标在实验室中按照《水和废水监测分析方法(第四版)》测定.

### 1.4 数据处理

选用物种数、香农维纳多样性指数($H'$)、辛普森多样性指数($D$)和 Pielou's 均匀度指数($J$)指数来表示群落结构,这些指数均在 Primer 6.0 软件中计算得到.计算公式如下:

$$\text{物种丰富度指数:Richness}=S$$

$$\text{Shannon 多样性指数: } H'=-\sum_{i=1}^{S}(P_i)(\ln-P_i)$$

$$\text{Simpson 多样性指数: } D=1-\sum_{i=1}^{S}(P_i)^2$$

$$\text{Pielou 均匀度指数:} J=H'/\ln S$$

式中:$S$ 为样本中总分类单元数;$P_i$ 代表第 $i$ 种物种个体数与总个体数的比值.

使用单因素方差分析(one-way ANOVA)比较三条河流的理化因子、底栖动物物种数、密度、生物量、丰度百分比和多样性指数间的差异.若方差齐性则使用 Tukey HSD 检验,否则采用 Games-Howell 检验[22-23].

通过对每个样点的物种丰富度数据进行非度量多维排序(nMDS),揭示底栖动物群落结构在空间分布上的差异[24].首先,对底栖动物密度数据进行 lg($x$+1)转化,以保证底栖动物物种数据的正态性,接着采用 Primer 6.0 软件构建 Bray-Curtis 相似性矩阵,最后依据该矩阵建立样点之间的 nMDS 二维空间排序图.

运用主轴邻距法(PCNM)度量样点间的空间结构,作为空间扩散等中性过程的有效代替[25].该方法基于各样点的空间坐标信息,计算并筛选具有正特征根的向量作为空间变量,表征扩散等随机性过程.排名靠前的 PCNM 变量(如 PCNM1-PCNM5)代表较大尺度的空间过程,较小特征值的 PCNM 变量(PCNM30)代表小尺度空间过程. PCNM 分析在 R 4.2.1 中使用 vegan 程序包的 pcnm 函数实现.

采用束缚型排序方法(constrained ordination)解析底栖动物群落结构与环境因子和空间因子的关系.首先,对底栖动物群落的除趋势对应分析(detrended correspondence analysis, DCA)显示,计算得到最大轴长,线性模式(gradient length<3standard units)更为适合动物群落与环境因子关系的分析,因此采用冗余分析( Redundancy Analysis, RDA)[26].为了优化分析,对环境因子(pH 值除外)和底栖动物群落数据进行 lg($x$ + 1)转换.较高偏相关系数的环境因子($r$>0.80)和膨胀因子(inflation factor)大于 20 的环境因子均被剔除.用前选(forward selection)和 Monte Carlo 置换检验筛选出具有显著性的关键环境因子和空间因子.最后,使用变差分解(variation partitioning, VPA)评估环境过滤和空间作用对群落结构变异的相对贡献率.根据模型解释校正 $R^2$

(adjust $R^2$)来确定环境和空间因子对群落结构变异影响程度的大小[27].

在 SPSS 统计程序(版本 26.0)中进行单因素方差分析,在 R 中使用包 vegan 进行 PCNM(主坐标分析)、nMDS、RDA(冗余分析)和 VPA(变差分解分析).

## 2　结果

### 2.1　环境因子的空间分布

单因素方差分析结果显示,三条河流在环境因子上存在一定的显著的差异($P$<0.05).与上游的三家冲河和万坑河相比,下游的排肚河的河宽、水深,以及 TDS 和 pH 值均更高.这反映出上游河段的物理和化学特性明显区别于下游(表 1).虽然底质类型在三条河流之间存在显著差异,但总体上均以大石、卵石和小圆石为主.综合来看,三条河流的生境均保持了较好的状态.

### 2.2　底栖动物群落结构

调查共记录底栖动物 180 个分类单元(为行文方便,后文称为种),隶属于 6 门 7 纲 16 目 71 科 167 属,其中水生昆虫 172 种,占绝对优势(占总物种数的 95.6%),其他类群包括软体动物 3 种(1.7%)、线虫、涡虫、水丝蚓和铁线虫各 1 种(图 2).水生昆虫中,双翅目 44 种(占总物种数的 24.4%)、蜉蝣目 37 种(20.6%)、鞘翅目 34 种(18.9%)、蜻蜓目 19 种(10.6%)、毛翅目 17 种(9.4%)、襀翅目 14 种(7.8%).

**表 1　连南大鲵省级保护区溪流环境参数(均值±标准差)及方差分析结果**

Table 1　Physical and chemical characteristics of rivers in the provincial protection area for andrias davidianus in Liannan

| 指标 | 万坑河 | 三家冲河 | 排肚河 | $F$ | $P$ |
|---|---|---|---|---|---|
| 海拔(m) | 985.11±119.77$^a$ | 887.37±150.7$^b$ | 495.71±67.19$^c$ | 70.10 | **<0.001** |
| 河宽(m) | 7.63±4.17$^a$ | 6.42±3.23$^a$ | 16.32±6.37$^b$ | 21.43 | **<0.001** |
| 溶氧(mg/L) | 7.89±1.10 | 7.92±1.07 | 8.04±1.30 | 0.07 | 0.929 |
| 水温(℃) | 17.59±3.00 | 18.02±2.8 | 19.91±3.36 | 2.58 | 0.086 |
| 水深(m) | 0.20±0.05$^a$ | 0.18±0.03$^a$ | 0.23±0.04$^b$ | 5.27 | **0.008** |
| 总溶解固体 TDS | 14.33±1.36$^a$ | 15.84±1.86$^a$ | 20.95±3.22$^b$ | 39.79 | **<0.001** |
| pH | 6.91±0.23$^a$ | 6.85±0.27$^a$ | 7.11±0.34$^b$ | 3.51 | **0.038** |
| 氨氮(mg/L) | 0.04±0.03 | 0.04±0.03 | 0.03±0.02 | 0.65 | 0.526 |
| 砂(%) | 6.32±4.03$^a$ | 3.42±2.39$^b$ | 2.86±3.23$^b$ | 5.59 | **0.007** |
| 砾石(%) | 7.89±4.51$^a$ | 5.26±2.02$^b$ | 8.57±3.63$^a$ | 4.27 | **0.020** |
| 小圆石(%) | 14.47±5.24 | 13.68±5.49 | 15.71±5.84 | 0.55 | 0.580 |
| 卵石(%) | 29.21±5.84$^a$ | 19.74±5.65$^b$ | 21.43±4.13$^b$ | 16.48 | **<0.001** |
| 大石(%) | 42.11 ± 9.47$^a$ | 57.89 ± 11.46$^b$ | 51.43 ± 11.17$^b$ | 10.45 | **<0.001** |

注:不同字母代表组间差异显著($P$<0.05).

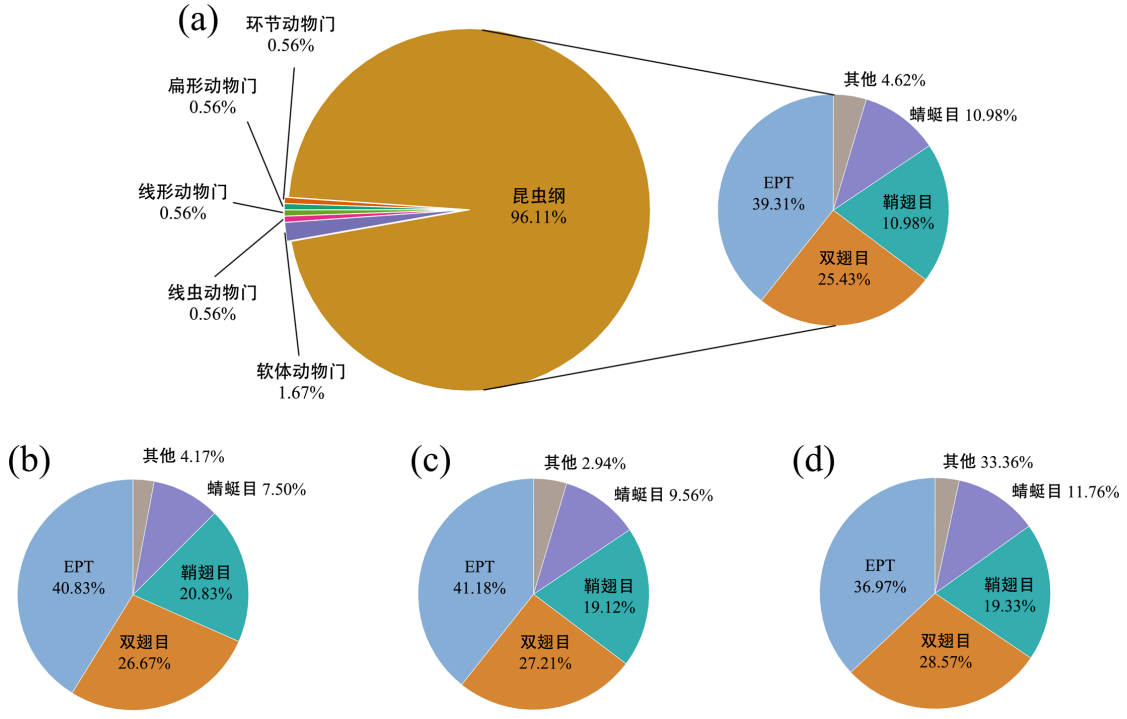



图 2　物种组成分析:连南大鲵保护区溪流(a)大型底栖无脊椎动物的物种组成,以及万坑河(b)、三家冲河(c)和排肚河(d)中水生昆虫优势目的物种占比

Fig.2　Species composition analysis: (a) the composition of benthic macroinvertebrate in the rivers of the Liannan Giant Salamander Provincial Nature Reserve, and the composition of arthropods in Rivers Paiduhui (b), Wankeng (c), and Sanjiachong (d)

万坑河、三家冲河和排肚河三条溪流分别记录122 种、140 种和 124 种,均主要以 EPT、双翅目、鞘翅目和蜻蜓目等类群为主.此外,三条河流单个样点的平均物种数均较高(超过 35 种),表明保护区内生物多样性较为丰富.

连南保护区溪流底栖动物平均密度和生物量分别为 624ind/m$^2$ 和 10.83g/m$^2$.方差分析显示,三条河流间的密度($F$ = 0.661;$P$ = 0.521)无显著差异,而生物量($F$ = 6.683;$P$ = 0.030)有显著差异.其中,万坑河的平均密度(694ind/m$^2$)略高于三家冲河(593ind/m$^2$)和排肚河(571ind/m$^2$);生物量方面则是万坑河的生物量(15.14g/m$^2$)要显著高于排肚河(9.44g/m$^2$)和三家冲(7.54g/m$^2$) (图 3).

总体上,底栖动物以毛翅目、蜉蝣目、襀翅目、双翅目和鞘翅目等水生昆虫为优势类群,优势种包括短脉纹石蛾(*Cheumatopsyche* sp., 12.1%)、纹石蛾(*Hydropsyche* sp., 11.6%)、襟襀(*Togoperla* sp., 6.7%)、四节蜉(*Baetis* sp., 6.0%)和角石蛾(*Stenopsyche* sp., 5.5%).三条河流的优势类群和优势种类均较为相似,均主要为上述的优势目和优势种类(表 2).方差分析显示,仅高翔蜉(*Epeorus* sp.)、扁腿带肋蜉(*Cincticostella femorata*)、蜉蝣(*Ephemera* sp.)、狭溪泥甲(*Stenelmis* sp.)、朝大蚊(*Antocha* sp.)、流粗腹摇蚊 *Rheopelopia* sp. 等物种在三条溪流间存在显著差异,而优势目和优势种在三条溪流间无显著差异(表 2).

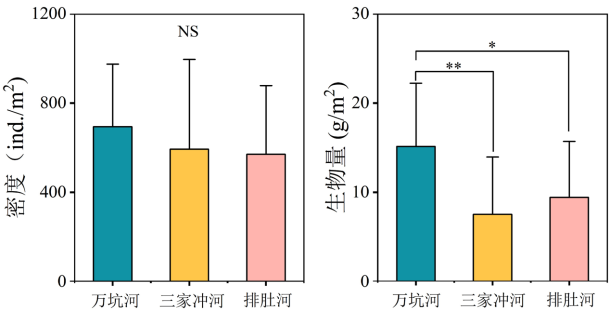



图 3 各河段大型底栖动物的密度与生物量的比较

Fig.3 Comparison of biomass and density between three reaches of Liannan River

此外, nMDS 分析结果显示,三条溪流的群落结构在图上存在较大的重叠,表明其群落结构较为相似(图 4).

**表 2 连南大鲵省级保护区各河段主要类群及优势种的相对丰度(%)及方差分析结果**

Table 2 Relative abundance of major taxa and the dominant species in the Liannan Giant Salamander Provincial Nature Reserve

| 类群 | 万坑河 | 三家冲 | 排肚河 | $F$ | $P$ |
|---|---|---|---|---|---|
| 昆虫纲 Insecta | 98.8 ± 1.2 | 99.4 ± 2.1 | 98.8 ± 3.1 | 0.418 | 0.661 |
| 蜉蝣目 Ephemeroptera | 22.5 ± 8.3 | 25.2 ± 17.3 | 22.5 ± 9.7 | 0.289 | 0.750 |
| 高翔蜉 *Epeorus* sp. | 4.5 ± 3.9b | 4.6 ± 3.6b | 1.1 ± 1.8a | 5.502 | **0.007** |
| 扁蜉 *Heptagenia* sp. | 2.1 ± 2.5 | 3.6 ± 6.8 | 2.1 ± 3.6 | 0.675 | 0.514 |
| 四节蜉 *Baetis* sp. | 5.3 ± 5.6 | 7.8 ± 11.2 | 4.5 ± 6.4 | 0.750 | 0.478 |
| 扁腿带肋蜉 *Cincticostella femorata* | 3.3 ± 2.3b | 1.7 ± 1.7c | 0a | 14.87 | **< 0.001** |
| 蜉蝣 *Ephemera* sp. | 0.4 ± 0.9$^b$ | 0.7 ± 1.2$^b$ | 4.3 ± 3.6$^a$ | 17.10 | **< 0.001** |
| 广翅目 Megaloptera | 1.7 ± 1.3 | 2.1 ± 1.0 | 3.1 ± 3.0 | 2.513 | 0.091 |
| 襀翅目 Plecoptera | 10.2 ± 7.3 | 11.1 ± 8.5 | 9.6 ± 4.9 | 0.194 | 0.825 |
| 柞蜻*Tetropina* sp. | 1.9 ± 1.8 | 2.1 ± 3.6 | 3.7 ± 4.0 | 1.523 | 0.228 |
| 襟襀 *Togoperla* sp. | 7.1 ± 5.5 | 7.6 ± 6.0 | 4.9 ± 3.3 | 1.116 | 0.336 |
| 毛翅目 Trichoptera | 37.6 ± 14.4 | 31.3 ± 14.0 | 36.3 ± 18.2 | 0.872 | 0.424 |
| 角石蛾 *Stenopsyche* sp. | 7.9 ± 7.6 | 3.2 ± 2.6 | 5.3 ± 7.7 | 2.678 | 0.079 |
| 短脉纹石蛾 *Cheumatopsyche* sp. | 11.9 ± 8.0 | 9.4 ± 7.0 | 16.0 ± 17.6 | 1.428 | 0.25 |
| 纹石蛾 *Hydropsyche* sp. | 13.1 ± 10.3 | 12.5 ± 11.7 | 8.6 ± 6.9 | 0.919 | 0.406 |
| 鞘翅目 Coleoptera | 10.0 ± 6.4 | 12.9 ± 7.8 | 10.5 ± 6.6 | 0.973 | 0.385 |
| 狭溪泥甲 *Stenelmis* sp. | 1.7 ± 2.2a | 3.9 ± 3.4b | 2.2 ± 1.9ab | 3.644 | **0.033** |
| 蜻蜓目 Odonata | 1.7 ± 1.7 | 1.9 ± 2.3 | 3.6 ± 2.9 | 3.055 | 0.056 |
| 双翅目 Diptera | 15.0 ± 13.8 | 14.4 ± 11.4 | 13.2 ± 7.6 | 0.102 | 0.903 |
| 朝大蚊 *Antocha* sp. | 1.3 ± 2.0b | 1.2 ± 1.8b | 2.9 ± 2.5a | 3.257 | **0.047** |
| 亮大蚊 *Limonia* sp. | 0.4 ± 0.7 | 2.4 ± 6.3 | 0.3 ± 0.5 | 1.706 | 0.192 |
| 流粗腹摇蚊 *Rheopelopia* sp. | 2.4 ± 2.7b | 1.0 ± 1.0a | 0.8 ± 0.8a | 4.062 | **0.023** |

注:不同字母代表组间差异显著($P$<0.05).

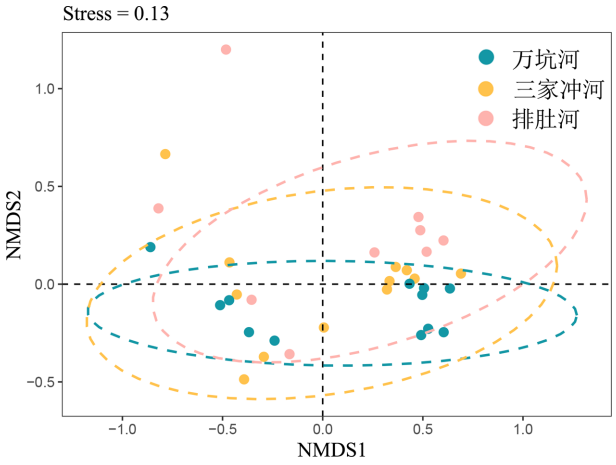



图 4　连南大鲵自然保护区大型底栖动物 nMDS 排序

Fig.4　nMDS ordination plots of benthic macroinvertebrate assemblages in the Liannan Giant Salamander Reserve

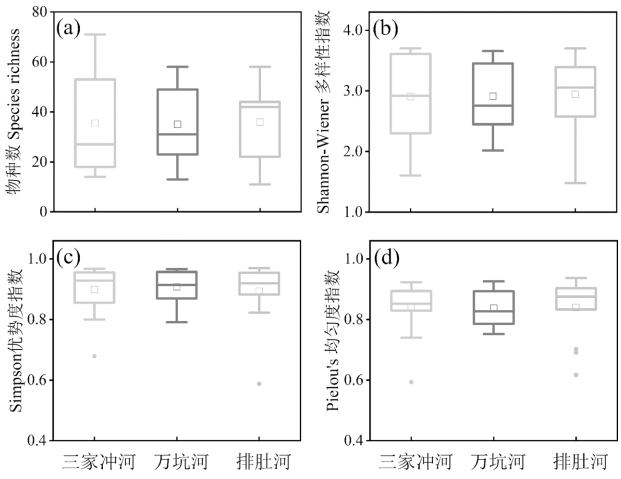



图 5　连南保护区三条溪流大型底栖动物多样性指数的差异

Fig.5　Comparison of diversity indices of benthic macroinvertebrate communities in three rivers in Liannan Giant Salamander Reserve

(a)物种丰富度; (b)Shannon−Wiener 多样性指数;(c) Simpson 优势度指数;(d) Pielou 均匀度指数

方差分析显示,连南保护区三条溪流底栖动物的物种数($F$ = 0.140;$P$ = 0.986)、Shannon 多样性($F$ = 0.018;$P$=0.982) 、 Simpson($F$=0.148;$P$=0.862) 和 Pielou's 均匀度($F$=0.023;$P$=0.978)等多样性指数在三条河流间均无显著差异(图 5).

## 2.3　底栖动物群落结构与环境和空间因子的关系

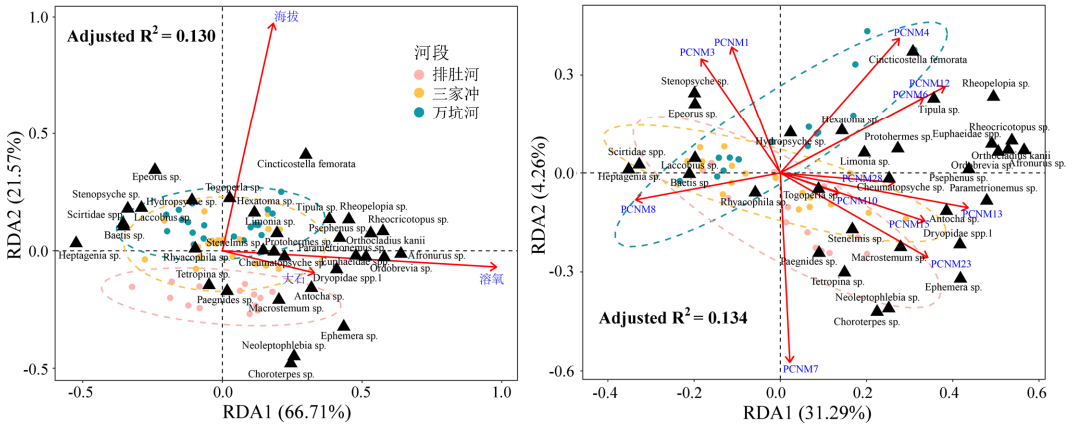



图 6　连南保护区溪流底栖动物群落与环境变量(a)和空间变量(b)的 RDA 排序图

Fig.6　RDA ordination plots of macroinvertebrate communities with significant environmental variables (a) and spatial factors (b) in three rivers in Liannan Reserve

前选分析显示,溶解氧、海拔和大石%是影响溪流底栖动物群落分布的关键环境因子($P$<0.05),共解释了 13.0% (adjusted $R^2$ = 0.130)的群落结构变化(图 6(a),表 3).其中,RDA 第一排序轴解释了 8.7%的群落结构变化,第二排序轴解释了 2.8%的群落变化,前两轴的解释率占总解释率的 88.3%.基于空间因子的分析则显示,PCNM1、PCNM3−4、PCNM6−8、PCNM10、PCNM12−13、PCNM15、PCNM23、PCNM28 等 12 项空间因子是影响底栖动物的关键空间变量,共解释了 13.4% (adjusted $R^2$ = 0.134)的群落结构变化(图 6(b),表 3).第一和第二排序轴分别解释了 4.2%和 0.6%的群落变化,占总解释率的 35.6%.

变差分析结果显示,空间因子(空间过程)和环境因子(环境过滤)对群落结构变异的解释率相当,其中环境因子单独解释了 4.7%,空间因子单独解释了 5.0%,两者交互作用解释了 8.4%的群落结构变化(图 7).

**表 3 无脊椎动物群落结构与关键环境因子及空间因子关系的 RDA 分析的结果汇总**

Table 3 Summary statistics for RDA relating macroinvertebrate communities to key environmental and spatial factors

| 因子 | | 关键因子 | | 相关系数 | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | *F* 值 | *P* 值 | RDA1 | RDA2 |
| 环境因子 | 溶氧 | 14.198 | <0.001 | 0.981 | −0.069 |
| | 海拔 | 3.463 | <0.001 | 0.182 | 0.973 |
| | 大石 | 1.483 | 0.048 | 0.330 | −0.094 |
| 空间因子 | PCNM1 | 2.106 | 0.024 | −0.113 | 0.384 |
| | PCNM3 | 2.206 | 0.026 | −0.184 | 0.348 |
| | PCNM4 | 2.102 | 0.020 | 0.276 | 0.411 |
| | PCNM6 | 2.109 | 0.018 | 0.332 | 0.231 |
| | PCNM7 | 1.729 | 0.047 | 0.022 | −0.574 |
| | PCNM8 | 2.129 | 0.017 | −0.336 | −0.082 |
| | PCNM10 | 1.743 | 0.041 | 0.136 | −0.062 |
| | PCNM12 | 2.488 | 0.012 | 0.382 | 0.265 |
| | PCNM13 | 2.743 | 0.003 | 0.435 | −0.105 |
| | PCNM15 | 2.071 | 0.023 | 0.335 | −0.146 |
| | PCNM23 | 2.187 | 0.024 | 0.342 | −0.256 |
| | PCNM28 | 1.812 | 0.042 | 0.265 | −0.029 |

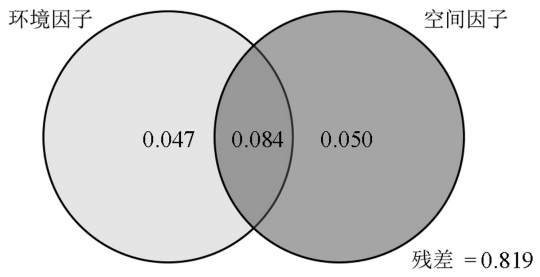



图 7 环境因子和空间因子对底栖动物群落变差分解的维恩图

Fig.7 Venn diagram of the variation partitioning analysis of the community composition of macroinvertebrate in response to environmental and spatial factors

## 3 讨论

### 3.1 连南大鲵自然保护区大型底栖动物群落结构

本次调查对连南大鲵保护区 32 个溪流样点进行研究,共记录底栖动物 180 种.这是近年来该流域底栖动物调查最为全面的一次,流域内整体表现为水生昆虫占绝对优势(占比高达 95.56%),而寡毛类、软体动物和软甲类的物种数极少,这一结果与先前其他大鲵保护区溪流的大型底栖动物群落结构较为相似[18,29-31].连南大鲵保护区面积仅 15.2km$^2$,但仍记录了丰富的底栖动物多样性,这可能得益于其独特的地理位置.连南县位于南岭山脉南麓,是广东省重要的生态功能区、生态山区和北部环状生态屏障,属于国家生物多样性保护重点地区之一.其典型的亚热带山地河流,地形地貌复杂,植被类型丰富,生境异质性高,为水生昆虫(尤其是 EPT 类群)中喜冷水的清洁物种提供了重要的栖息地、食物来源和避难所.与其他大鲵保护区类似研究相比[18,3233],连南大鲵保护区的底栖动物多样性更高,主要反映在其总物种数及 EPT 类群的物种数目上的差异.这些耐污值低的敏感种类在各样点频繁出现,表明连南大鲵保护区受人类活动干扰较少,水质优良,河流基本保持原始状态,为野生大鲵的生存提供了较为健康的栖息地.与连南大鲵保护区相比,其他地区(如张家界)保护区的溪流水生态环境受到了人类活动的影响(例如旅游业)程度相对更重,这也是导致这一差异的主要原因之一.大量研究表明,随着人类活动加剧,无脊椎动物的物种多样性、丰富度都会显著下降[34-35].

本研究通过对连南大鲵省级自然保护区系统的调查,初步回答了保护区底栖动物多样性现状,填补了该保护区溪流底栖动物调查研究的空白.总体来看,连南大鲵保护区内水质较好,河床组成多以大石、卵石和小圆石头为主.各样点多以 EPT 类群(毛翅目、蜉蝣目和襀翅目)、双翅目及其他对水质要求高的水生昆虫为主,其中 EPT 类群的占比平均超过 50%.蜉蝣目昆虫常见于激流或水草丰茂的水生栖境;毛翅目昆虫对水中的溶解氧较为敏感,喜清洁水体[36],而襀翅目对水体的要求更严苛[37].在调查的 3 条溪流中,底栖动物群落结构大体相似,但核心区(万坑河和三家冲河)襀翅目的相对丰度稍高于实验区(排肚河).这在一定程度上说明,核心区的生境状况要更优于试验区.

大鲵作为淡水生态系统中的顶级捕食者,可以通过营养级联效应调控底栖动物群落结构、并在养分循环及物种调控中发挥关键作用[38].此外,顶级捕食者通常具备”伞护种(umbrella species)”特征,其保护可为生态系统中的其他物种提供庇护框架[39],对维持生态系统稳定性和生物多样性具有重要价值.本研究结果显示,保护区内底栖动物群落以 EPT 类群为主且多样性较高,这些敏感类群的出现从生物角度证实了大鲵栖息地保持着良好的生态状态.作为理想的生物监测指标,底栖动物具有采样便捷、时

效性强等多重优势,可克服大鲵调查(依赖夜间观测和标记重捕等复杂方法)[4]的局限性.同时,底栖动物也是大鲵的幼体主要食物来源[40-41],其高多样性直接反映了栖息地的食物资源供给能力,这对大鲵种群的恢复和维持具有重要意义.然而,以往研究者较多地关注保护区大鲵资源的变化情况[4-5,42],而对底栖动物多样性的关注相对较少.因此,在未来的研究中,应进一步加强对大鲵保护区溪流底栖动物的研究,以全面了解大鲵栖息地的生态状况,为保护区管理和大鲵种群的恢复提供更全面的参考.

### 3.2　连南大鲵自然保护区底栖动物群落结构与环境因子及空间因子的关系

大型底栖动物群落结构受到多种环境因子的影响[43-45].本研究表明,海拔、底质组成、溶解氧是影响连南大鲵保护区流域底栖动物群落的关键环境因子.首先,海拔是影响底栖动物物种多样性格局的重要因素之一,也是决定生物多样性分布的关键驱动因子.海拔综合反映了一个地区的水温、溶解氧、光照、植被覆盖率等环境条件[46-48],从而直接或间接影响底栖动物的群落结构和多样性的空间分布[49-50].其次,溶解氧对水生生物的生命活动至关重要,溶解氧的水平极大程度上影响着生物的新陈代谢、摄食、繁殖等活动[51].本研究发现,连南大鲵保护区的三条河流溶解氧水平较高,均达到 I 类水标准[52],为偏好高溶解氧的底栖动物提供了良好的生存条件.

此外,溪流底栖动物的群落组成很大程度上取决于生境的多样性和稳定性[53-54].底质不仅是构成局域生境异质性的关键因素,也是底栖动物的生长、繁殖等一切生命活动的重要基础[55-56].通常情况下,底质的异质性和稳定性越高,底栖动物的多样性也越高[57-58].例如,粗颗粒底质因其松散的结构,能够形成大量缝隙和间隙,为底栖动物提供了适宜的栖息空间,从而促进较高的生物多样性[59].连南大鲵保护区三条溪流底质组成均以卵石为主,具有较高的异质性和稳定性,为其丰富的底栖动物多样性提供了重要支撑.

变差分解结果表明,环境因子和空间因子分别解释了 4.7%和 5.0%的群落变化,表明扩散过程也是驱动底栖动物群落结构的主要因素,且稍高于环境过滤.群落结构和物种组成受局域和区域过程的共同影响,且扩散能力会调节空间过程与环境作用两者的相对权重[60].本研究共记录了水生昆虫 61 科 159 属的水生昆虫,其中双翅目、蜉蝣目、鞘翅目和毛翅目占主导地位.双翅目、毛翅目和鞘翅目作为进化上较高等的水生昆虫,为全变态且能够通过水体扩散或成虫阶段的风力扩散进行迁徙[20].蜉蝣目则属于相对低等的昆虫类群,迁移能力相对较弱[61].研究范围的缩小通常会弱化扩散限制对群落构建的影响[62],这显然与本研究不符.本研究区域地理范围较小,核心区和实验区面积分别为 6.34km² 和 2.51km²,总体海拔落差约 500m.因此,连南底栖动物群落结构受空间因子的影响稍大,可能原因是 1)在小尺度研究范围内,物种间交流更为频繁,可能超过环境过滤的作用,这种现象被称为“群块效应(mass effect)”[63];2)另外,空间范围较小加上水系结构相对简单,使得生物能够扩散到亚优质生境中.

### 3.3　连南溪流底栖动物在水生态系统中的重要性

底栖动物在水域生态系统中占据关键地位,其群落结构的变化能够综合反映环境梯度和生境质量的差异,筛选并关注影响底栖动物群落的关键环境因子,不仅对底栖动物的保护至关重要,也为保护区内野生大鲵资源的保护和管理提供了科学依据.本研究调查了连南底栖动物群落组成,并探讨了影响连南保护区底栖动物分布的关键环境因子,可为了解该地区水生生物的资源现状提供基础资料,并为该区域大鲵的保护提供重要参考.此外,为确保这一独特生态系统的长期稳定和可持续发展,保护区应进一步加强生态监测,完善保护管理体系,并严格限制人类活动可能带来的负面影响.

## 4　结论

### 4.1　连南大鲵自然保护区内溪流维持了丰富的底栖动物多样性,调查共记录 180 种,水生昆虫占绝对优势,其中 EPT 类群比例高、优势种稳定,表明溪流水质清洁、生境条件良好.三条河流群落结构相似,但核心区 EPT 类群(特别是襀翅目)相对丰度略高,显示出核心区生境优于实验区.结果表明该区域具备支持野生大鲵生存的良好生态条件.

### 4.2　底栖动物群落结构受到多重因子的共同影响,其中海拔、溶解氧和底质为关键环境因子,PCNM 分析识别出的多尺度空间变量解释力也较强.变差分

解结果显示,空间因子(5.0%)与环境因子(4.7%)对群落结构的解释率相当,说明在小尺度保护区内,生物扩散与环境过滤共同塑造群落格局,空间过程作用不容忽视.

4.3 底栖动物作为敏感性较高的生态类群,可有效反映溪流生态系统状态.保护区内群落多样性高、敏感类群占优,为评估大鲵栖息地质量提供了科学依据.建议将底栖动物监测纳入保护区管理体系,助力生态保护与大鲵种群恢复.

**参考文献:**


[1] 蒋志刚,江建平,王跃招,等.国家濒危物种红色名录的生物多样性保护意义 [J]. 生物多样性, 2020,28(5):558-565.
Jiang Z G, Jiang J P, Wang Y Z, et al. Significance of country red lists of endangered species for biodiversity conservation [J]. Biodiversity Science, 2020,28(5):558-565.

[2] Yan F, Lü J, Zhang B, et al. The Chinese giant salamander exemplifies the hidden extinction of cryptic species [J]. Current Biology, 2018, 28(10):590-592.

[3] Alford R A. Bleak future for amphibians [J]. Nature, 2011,480(7378): 461-462.

[4] 丁 洋,赵进勇,彭文启,等.野生大鲵栖息活动适宜水动力条件实验及适宜性曲线构建 [J]. 水利学报, 2024,55(12):1508-1517.
Ding Y, Zhao J Y, Peng W Q, et al. Experiment on suitable hydrodynamic conditions for habitat activity of Andrias davidianus and construction of suitability curve [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2024,55(12):1508-1517.

[5] 蒋万胜,兰香英,王金秀,等.中国大鲵种质资源保护与利用研究进展 [J]. 水产学报, 2022,46(4):683-705.
Jiang W S, Lan X Y, Wang J X, et al. Recent progress in the germplasm resources conservation and utilization of the Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*) [J]. Journal of Fisheries of China, 2022,46(4):683-705.

[6] 余杰华,林思亮,林泽花,等.广东连南大鲵省级自然保护区及周边生物多样性及保育 [M]. 北京:中国林业出版社, 2022.
Yu J H, Lin S L, Lin Z H, et al. Biodiversity and conservation of Guangdong Lengnan Giant Salamander Provincial Nature Reserve and its surroundings [M]. Beijing: China Forestry Publishing House, 2022.

[7] 许宝红.中国大鲵繁殖相关研究进展 [J]. 当代水产, 2011,(8):60-63.
Xu B H. Research progress on the reproduction of the Chinese giant salamander [J]. Contemporary Fisheries, 2011,(8):60-63.

[8] Cairns J, Pratt J R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates [J]. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, 1993,10:27.

[9] Mencio A, Boix D. Response of macroinvertebrate communities to hydrological and hydrochemical alterations in Mediterranean streams [J]. Journal of Hydrology, 2018,566:566-580.

[10] 王 璐,杨海军,李 昆,等.长白山源头溪流底栖动物群落结构季节动态 [J]. 生态学报, 2018,38(13):4834-4842.
Wang L, Yang H J, Li K, et al. Seasonal dynamics of macroinvertebrate community structure in a headwater stream in the Changbai Mountains [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018,38(13):4834-4842.

[11] Voelz N J, Mcarthur J V. An exploration of factors influencing lotic insect species richness [J]. Biodiversity & Conservation, 2000,9:1543-1570.

[12] González-Ortegón E, Walton M E M, Moghaddam B, et al. Flow regime in a restored wetland determines trophic links and species composition in the aquatic macroinvertebrate community [J]. Science of The Total Environment, 2015,(503-504)(Sp.Iss.SI):241-250.

[13] 易祖盛,黄元骏,易 晖,等.广东车八岭国家级自然保护区大型底栖动物多样性 [J]. 生物多样性, 2021,29(5):680-687.
Yi Z S, Huang Y J, Yi H, et al. Biodiversity of macrozoobenthos in the Chebaling National Nature Reserve, Guangdong Province [J]. Biodiversity Science, 2021,29(5):680-687.

[14] 汪兴中.神农架地区溪流底栖动物分布特征及其与环境因子关系研究 [D]. 北京:中国科学院研究生院, 2012.
Wang X Z. Study on the Distribution characteristics of benthic macroinvertebrates and their relationship with environmental factors in streams of the Shennongjia Area [D]. Beijing: Graduate University of Chinese Academy of Sciences, 2012.

[15] Zhou S Q. Theory, method and application of nature reserves function zones [J]. Sichuan Forestry Exploration and Design, 1997,3:37-40.

[16] Jiang X, Song Z, Xiong J, et al. Can excluding non-insect taxa from stream macroinvertebrate surveys enhance the sensitivity of taxonomic distinctness indices to human disturbance?[J]. Ecological Indicators, 2014,41:175-182.

[17] Yan Y, Li X. Temporal dynamics of production and ingestion of the dominant mayflies in a subtropical stream in China [J]. Aquatic Ecology, 2008,42:657-667.

[18] 王崇瑞,梁志强,索纹纹,等.湖南张家界大鲵栖息地大型无脊椎动物组成及其与环境因子的关系 [J]. 应用生态学报, 2017,28(9):3032-3040.
Wang C R, Liang Z Q, Suo W W, et al. Relationship between macroinvertebrate composition and environmental factors in habitats of Chinese giant salamander in Zhangjiajie, Hunan Province, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017,28(9):3032-3040.

[19] 刘月英.中国经济动物志 [M]. 北京:科学出版社, 1979.
Liu Y Y. A zoological record of China's economic animals [M]. Beijing: Science Press, 1979.

[20] Morse J C, Yang L, Tian L. Aquatic insects of China useful for monitoring water quality [M]. Nanjing: Hohai University Press, 1994.

[21] Epler J H. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina [J]. 2001.

[22] Barbour M T. Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish [M]. US Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999.

[23] Jiang X M, Xiong J, Qiu J W, et al. Structure of macroinvertebrate communities in relation to environmental variables in a subtropical Asian river system [J]. International Review of Hydrobiology, 2010, 95:42-57.

[24] Beckmann L, Fischer C, Obreiter M, Rabes M, Chang-Claude J. Haplotype-sharing analysis using Mantel statistics for combined

genetic effects [J]. BMC Genetics, 2005,59: 67−78.

[25] 熊　晶,蒋小明,王丑明,等.宁波东钱湖大型底栖动物群落动态及水质生物学评价 [J]. 环境科学研究, 2012,25(3): 282−289.
Xiong J, Jiang X M, Wang C M, et al. Community variation of macrozoobenthos and bioassessment of Dongqian Lake, Ningbo [J]. Research of Environmental Sciences, 2012,25(3):282−289.

[26] Lepš J, Šmilauer P. Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO [M]. Cambridge university press, 2003.

[27] Borcard D, Legendre P. All−scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices [J]. Ecological modelling, 2002,153(1/2):51−68.

[28] Peres−Neto P R, Legendre P, Dray S, Borcard D. Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions. Ecology, 2006,87,2614−2625.

[29] 杨强强,徐光来,章　翩,等.青弋江流域大型底栖动物群落结构及水质评价 [J]. 生态学报, 2022,42(10):4169−4180.
Yang Q Q, Xu G L, Zhang P, et al. Macroinvertebrate community structure and water quality assessment in the Qingyi River Watershed [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022,42(10):4169−4180.

[30] 俞乃琪,张　敏,樊仕宝,等.深圳市城市区域内典型生境特征溪流大型底栖动物群落结构比较 [J]. 应用与环境生物学报, 2022,28(4): 1034−1041.
Yu N Q, Zhang M, Fan S B, et al. Comparison of macroinvertebrate community structure in urban (Shenzhen City) streams with typical habitat characteristics [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2022,28(4):1034−1041.

[31] 李正飞,蒋小明,王　军,等.雅鲁藏布江中下游底栖动物物种多样性及其影响因素 [J]. 生物多样性, 2022,30(6):123−135.
Li Z F, Jiang X M, Wang J, et al. Species diversity and driving factors of benthic macroinvertebrate assemblages in the middle and lower reaches of the Yarlung Zangbo River [J]. Biodiversity Science, 2022,30(6):123−135.

[32] 张晓可,宣　昊,王慧丽,等.青弋江流域不同级别河流底栖动物群落结构研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2014,23(12):1659−1664.
Zhang X K, Xuan H, Wang H L, et al. Macrozoobenthic community structure in different order streams of the Qingyi River Basin [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2014,23(12):1659−1664.

[33] 杨　俊.河南西峡大鲵省级自然保护区水生生物调查及功能区调整 [D]. 河南师范大学, 2018.
Yang J. Investigated of aquatic biological resources and readjusted of *andrias davidianus* protected area of Xixia in Henan Province [D]. Henan Normal University, 2018.

[34] Roy A H, Rosemond A D, Paul M J, et al. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA) [J]. Freshwater biology, 2003,48(2):329−346.

[35] Walsh C J. Protection of in−stream biota from urban impacts: minimise catchment imperviousness or improve drainage design? [J]. Marine and Freshwater Research, 2004,55(3):317−326.

[36] Lemly A D. Modification of benthic insect communities in polluted streams: Combined effects of sedimentation and nutrient enrichness [J]. Hydrobiologia, 1982,87:229−245.

[37] 韩　静,罗遵兰,孙　光,等.潮白河流域大型底栖无脊椎动物多样性与群落格局 [J/OL]. 生态学杂志, 1−15[2025−02−13].
Han J, Luo Z L, Sun G, et al. Benthic macroinvertebrates diversity and community pattern in Chaobai River Basin, Beijing [J/OL]. Chinese Journal of Ecology, 1−15[2025−02−13].

[38] Atkinson C L, Capps K A, Rugenski A T, et al. Consumer−driven nutrient dynamics in freshwater ecosystems: from individuals to ecosystems [J]. Biological Reviews, 2017,92:2003−2023.

[39] Obester A N, Lusardi R A, Santos N R, et al. The use of umbrella fish species to provide a more comprehensive approach for freshwater conservation management [J]. Aquat Conserv, 2022,32:112−128.

[40] 欧阳力剑,王　雷,陈　冬,等.不同投喂饵料对大鲵幼体生长性能影响的研究简报 [J]. 饲料工业, 2013,34(22):13−15.
Ouyang L J, Wang L, Chen D, et al. Brief report on the effects of different feeding diets on the growth performance of juvenile Chinese giant salamander [J]. Feed Industry, 2013,34(22):13−15.

[41] 张池莹,陈静怡,卫妮娜,等.中国大鲵及其资源保护和繁育研究概述 [J]. 生物学教学, 2020,45(8):67−68.
Zhang C Y, Chen J Y, Wei N N, et al. Overview of research on Andrias davidianus and its resource conservation and breeding in China. Biology Teaching, 2020,45(8):67–68.

[42] 朱灵红,施　诺,俞安然,等.2015~2022 年中国大鲵在浙江省的发现记录及保护现状 [J]. 浙江师范大学学报(自然科学版), 2024,47(4): 428−436.
Zhu L H, Shi N, Yu A R, et al. On the recorded discovery incidences from 2015to 2022and protection status of Chinese giant salamander in Zhejiang Province [J]. Journal of Zhejiang Normal University(Natural Sciences), 2024,47(4):428−436.

[43] 蒋万祥,贾兴焕,周淑婵,等.香溪河大型底栖动物群落结构季节动态 [J]. 应用生态学报, 2009,20(4):923−928.
Jiang W X, Jia X H, Zhou S C, et al. Seasonal dynamics of macrozoobenthos community structure in Xiangxi River [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009,20(4):923−928.

[44] 蔡永久,姜加虎,张　路,等.长江中下游湖群大型底栖动物群落结构及影响因素 [J]. 生态学报, 2013,33(16):4985−4999.
Cai Y J, Jiang J H, Zhang L, et al. Structure of macrozoobenthos in lakes along the Yangtze River and relationships with environmental characteristics [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013,33(16):4985−4999.

[45] 杨　梅,李新正,徐　勇,等.胶州湾潮下带大型底栖动物群落的季节变化 [J]. 生物多样性, 2016,24(7):820−830.
Yang M, Li X Z, Xu Y, et al. Seasonal variations in macrobenthic communities in the subtidal zones of Jiaozhou Bay [J]. Biodiversity Science, 2016,24(7):820−830.

[46] Carvalho LK, Farias R L, Medeiros E S F. Benthic invertebrates and the habitat structure in an intermittent river of the semi−arid region of Brazil [J]. Neotropical Biology & Conservation, 2013,8(2):57−67.

[47] 渠晓东,曹　明,邵美玲,等.雅砻江(锦屏段)及其主要支流的大型底栖动物 [J]. 应用生态学报, 2007,18(1):158−162.
Qu X D, Cao M, Shao M L, et al. Macrobenthos in Jinping reach of Yalongjiang River and its main tributaries [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007,18(1):158−162.

[48] Laursen S K, Hamerlik L, Moltesen K, Christoffersen K, Jacobsen D. Diversity and composition of macroinvertebrate assemblages in high−altitude Tibetan streams [J]. Inland Waters, 2015,5:263–274.

[49] 任海庆,袁兴中,刘 红,等.环境因子对河流底栖无脊椎动物群落结构的影响 [J]. 生态学报, 2016,35(10):3148-3156.
Ren H Q, Yuan X Z, Liu H, et al. The effects of environment factors on community structure of benthic invertebrate in rivers [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016,35(10):3148-3156.

[50] Nelson S M. Response of stream macroinvertebrate assemblages to erosion control structures in a wastewater dominated urban stream in the southwestern US [J]. Hydrobiologia, 2011,663(1):51-69.

[51] Jacobsen D, Rostgaard S, Vásconez J J. Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? [J]. Freshwater Biology, 2003,48,2025-2032.

[52] GB3838-2002 地表水环境质量标准: [S].
GB3838-2002 Environmental quality standard for surface water [S].

[53] Heino J. Environmental heterogeneity, dispersal mode, and co-occurrence in stream macroinvertebrates [J]. Ecology and Evolution, 2013,3:344-355.

[54] Milesi SV, Dolédec S, Melo AS. Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: An experimental in situ study [J]. Freshwater Science, 2016,35:1321-1329.

[55] 李亚芳,杜飞雁,王亮根,等.底质类型对三亚湾潮间带大型底栖动物生态功能的影响 [J]. 水产学报, 2018,42(10):1559-1571.
Li Y F, Du F Y, Wang L G, et al. Effects of the sediment type on ecological functions of macrobenthos in the intertidal zones of Sanya Bay [J]. Journal of Fisheries of China, 2018,42(10):1559-1571.

[56] Ormerod S J, Edwards R W. The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the River Wye in relation to environmental factors [J]. Freshwater Biology, 1987,17(3): 533-546.

[57] Jiang X, Xie Z, Chen Y. Longitudinal patterns of macroinvertebrate communities in relation to environmental factors in a Tibetan-Plateau River system [J]. Quaternary International, 2014,304:107–114.

[58] 李正飞,王 军,谢志才,等.南腊河底栖动物多样性与环境因子的关系 [J]. 生态学杂志, 2016,35(12):3364-3373.
Li Z F, Wang J, Xie Z C, Ding C Z, et al. Relationship between zoobenthos biodiversity and environmental factors in Nanla River [J]. Chinese Journal of Ecology, 2016,35(12):3364-3373.

[59] 段学花,王兆印,程东升.典型河床底质组成中底栖动物群落及多样性 [J]. 生态学报, 2007,(4):1664-1672.
Duan X H, Wang Z Y, Cheng D S. Benthic macroinvertebrates communities and biodiversity in various stream substrata [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007,(4):1664-1672.

[60] Heino J. Does dispersal ability affect the relative importance of environmental control and spatial structuring of littoral macroinvertebrate communities [J]. Oecologia, 2013,171:971-980.

[61] Li F, Tonkin J D, Haase P. Dispersal capacity and broad-scale landscape structure shape benthic invertebrate communities along stream networks [J]. Limnologica, 2018,71:68-74.

[62] Landeiro V L, Bini L M, Melo A S, et al. The roles of dispersal limitation and environmental conditions in controlling caddisfly (Trichoptera) assemblages [J]. Freshwater Biology, 2012,57(8):1554-1564.

[63] Heino J, Melo AS, Siqueira T, et al. Metacommunity organization, spatial extent and dispersal in aquatic systems: Patterns, processes and prospects [J]. Freshwater Biology, 2015,60(5):845-869.

**致谢：**广东连南大鲵省级自然保护区管理处工作人员,湖南省水产研究所(湖南省水产原种场)吴启番助理研究员和田璐助理研究员,华中农业大学硕士研究生周嘉杰和杨天航等在样品采集工作中给予了大力支持,在此深表感谢.

**作者简介：**王崇瑞(1984-),男,山东菏泽人,正高级工程师,硕士,主要从事濒危水生野生动物保护和淡水生态学研究.发表论文 20 余篇. hunanfish@163.com.