

DOI: 10.5846/stxb201808261822

王强, 庞旭, 李秀明, 王志坚, 袁兴中, 张耀光. 水电梯级开发对河流生境质量及纵向连通性影响评价——以五布河和藻渡河为例. 生态学报, 2019, 39(15): - .

Wang Q, Pang X, Li X M, Wang Z J, Yuan X Z, Zhang Y G. Assessment method for the influence of hydroelectric dams on the physical habitat quality and longitudinal connectivity of rivers: a case study of the Wubu and Zaodu rivers. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(15): - .

水电梯级开发对河流生境质量及纵向连通性影响评价 ——以五布河和藻渡河为例

王 强^{1,*}, 庞 旭^{1,2}, 李秀明³, 王志坚¹, 袁兴中⁴, 张耀光¹

1 淡水鱼类资源与生殖发育教育部重点实验室 水产科学重庆市市级重点实验室, 西南大学生命科学学院, 重庆 400715

2 西南大学动物科技学院, 重庆 400715

3 重庆师范大学进化生理与行为学实验室 重庆市动物生物学重点实验室, 重庆 401331

4 重庆大学资源及环境科学学院, 重庆 400044

摘要: 河流物理生境是维持河流生物多样性及生态功能的关键因素。生境质量的好坏能反应河流健康的程度。以我国西南地区的五布河和藻渡河为例, 采用河流生境调查方法 (RHS) 和树状水系连通性指数 (DCI) 定量评估水电梯级开发和水坝建设对河流物理生境质量和河流纵向连通性的影响。结果表明, 水电梯级开发后, 五布河干流未受水坝明显影响河段、库区河段、减水河段分别为 20.48、43.34、18.09 km, 占总长度的 25.0%、52.9%、22.1%。藻渡河干流河口至双河口段未受水坝明显影响河段、库区河段、减水河段分别为 58.61、8.28、18.99 km, 占总长度的 68.2%、9.6%、占 22.1%。水电梯级开发后, 五布河干流河流片段由 26 个增至 29 个, 藻渡河干流河流片段由 2 个增至 5 个。两条河流纵向连通性分别降低了 7.8% 和 38.0%。五布河坝下减水河段生境质量降低 14.1%, 库区河段生境质量变化不明显。藻渡河减水河段生境质量与近自然河段无显著差异; 两座坝后式电站库区河段生境质量明显低于近自然河段。水电梯级开发对两条河流物理生境的影响与水坝位置选择、建坝前的自然阻隔数量与分布、河流地貌特征、水电资源开发方式等密切相关。

关键词: 树状水系连通性指数 DCI; 水坝; 河流生境调查 RHS; 减水河段; 片段化

Assessment method for the influence of hydroelectric dams on the physical habitat quality and longitudinal connectivity of rivers: a case study of the Wubu and Zaodu rivers

WANG Qiang, ^{1,*}, PANG Xu^{1,2}, LI Xiuming³, WANG Zhijian¹, YUAN Xingzhong⁴, ZHANG Yaoguang¹

1 Key laboratory of Freshwater Fish Reproduction and Development (Ministry of Education), Key Laboratory of Aquatic Science of Chongqing, School of Life Sciences, Southwest University, Chongqing, 400715, China

2 College of Animal and Technology, Southwest University, Chongqing, 400715, China

3 Laboratory of Evolutionary Physiology and Behavior, Chongqing Key Laboratory of Animal Biology, Chongqing Normal University, Chongqing, 401331, China

4 College of Resource and Environmental Science, Chongqing University, Chongqing, 400044, China

Abstract: Physical habitats of rivers are important factor to maintain fluvial ecosystem biodiversity and ecological functions. Habitats quality can reflect the status of river health. To evaluate the influence of watershed hydropower development and associated dam construction on the Wubu and Zaodu rivers in Southwest China, River Habitat Survey (RHS) and Dendritic

基金项目: 国家自然科学基金 (31500375); 中国博士后科学基金 (2014M552296); 国家科技重大专项 (No.2013ZX07104-004-05)

收稿日期: 2018-08-26; **网络出版日期:** 2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wqabso@163.com

Connectivity Index (DCI) were used to assess the river physical habitat quality and longitudinal connectivity. The results indicated that the length of near-natural, reservoir, and water-reduced reaches on the Wubu River were 20.48, 43.34, 18.09 km, which were 25.0%, 52.9%, and 22.1% of its entire main stream, respectively. The length of near-natural, reservoir, and water-reduced reaches on the Zaodu River were 58.61, 8.28, and 18.99 km, which were 57.5%, 8.1%, and 18.6% of its entire main stream, respectively. As a result of watershed hydropower development, river segments of the Wubu River increased from 26 to 29 reaches and those of the Zaodu River increased from two to five reaches. The DCI of the two rivers decreased by 7.8% and 38.0%, respectively. Habitat Quality Assessment (HQA) of the water-reduced reaches on the Wubu River decreased by 14.1%, whereas that of reservoir reaches was not significantly influenced by watershed hydropower development. The HQA of water-reduced and near-natural reaches on the Zaodu River were not significantly different. The HQA of reservoir reaches on the Zaodu River behind two high dams were significantly different from near-natural reaches. The influence of watershed hydropower development and associated dam construction on the physical habitat of the two rivers was associated with dam location, number and distribution of river segments before dam construction, fluvial geomorphological character, and hydropower resources exploration methods.

Key Words: Dendritic Connectivity Index (DCI); dams; River Habitat Survey (RHS); water-reduced river reach; fragmentation

河流连通性是指物质、能量、生物与信息在河流水系各组成部分之间流动、扩散的通畅程度^[1]。河流连通性是度量河流各生境单元在结构和功能上相互关联程度的参数^[2],具有纵向(源头-河口)、横向(湖泊/沼泽/河漫滩-河道)、垂向(河流地表水-地下水)、时间(季节)4个维度的特征^[3]。连通性受干扰后将导致河流生境片段化,河流生态系统中物质、能量、生物与信息传输受阻,从而影响河流生态过程和功能的完整性。河流纵向连通性是最普遍的受干扰维度,纵向的生境片段化受到的关注也最多。导致河流生境纵向片段化的阻隔因素可以分为自然和人为两大类^[4]。前者包括瀑布、有机碎屑坝(debris dam)、湖泊、湿地、季节性河段等;后者包括水坝、涵洞、排污口、捕捞(human harvest)等。自然阻隔导致的河流生境自然片段化(natural habitat fragmentation)存在于各类河流中,并且在长时间尺度上可以成为新物种产生的基础^[5]。人为阻隔往往数量众多且通过性差,产生广泛的边缘效应,形成新的水文环境,会对河流生态系统产生明显的负面效应^[4,6]。

水坝是人为阻隔中生态影响最为突出的一类。流域内的水电梯级开发对连续的河流生境产生强烈的分割作用。梯级电站每一级水坝都把河流分割成相对孤立的生境单元,水生物种形成若干片断化的种群。被梯级水坝隔离形成的水库以及坝下的减脱水段成为大小、形状和隔离程度不同的“生境岛屿”,其水位、流速、流量等生态水文条件与自然河段差别迥异。连续的河流生态系统的空间结构与功能也被改变。研究表明,水电梯级开发导致的河流生境衰退和河流生境片断化阻隔了鱼类的溯流运动^[7-9],改变水生生物的分布格局^[10],降低生物多样性^[11-13],增加了近亲繁殖,影响物种对环境变化的适应能力^[14]。

系统的定量分析和预测水电梯级开发对水生生物影响需要长期的数据积累,投入大量的人力、物力和财力,但是在实际操作过程中往往因缺乏基础数据,多采用主观性较强的定性评价,评价结论的可靠性和合理性不足。河流物理生境与河流生物多样性及生态功能密切相关^[15]。河流物理生境的质量能够从侧面反映河流生物多样性及生态系统功能状态。因此,河流物理生境评估是水电梯级开发生态影响评估中的重要环节,可以在一定程度上解决水生生物影响有效定量评估不足这一问题。

基于上述背景,本研究以位于我国西南地区的五布河和藻渡河流域为研究区域,采用树状水系连通性指数(Dendritic Connectivity Index, DCI)^[16]和河流生境调查方法(River Habitat Survey, RHS)^[17-18],定量评估水电梯级开发对河流纵向连通性和物理生境质量的影响,为我国水电梯级开发生态影响评估、优化流域水电开发方案及河流生态管理提供科学依据和可参照的模式。

1 数据来源与研究方法

1.1 研究区域

五布河发源于重庆市万盛区金子山,流经綦江县、巴南区,于木洞镇注入长江。五布河全长约 82 km,平均比降 5.3 ‰,流域总面积 856 km²。五布河河床基岩和漂砾在部分河段出露,形成众多跌水(waterfall)生境。调查表明,干流河口至上游高洞塘段共有跌水 31 处,其中瀑布 3 处(cataract)、梯级小瀑布(cascade)22 处,两者的混合类型 6 处。跌水平均累积高差约 7.7 m,最高 50 m,最低 1 m。跌水阻碍了鱼类的溯流运动,对河流生境产生自然的片段化作用。跌水上游一般为长几十米至数公里不等的深潭(pool)生境。五布河现有鱼类 47 种,隶属 4 目、10 科、37 属。鲤(*Cyprinus carpio*)、鲫(*Carassius auratus auratus*)、方氏鲃(*Xenocypris fangi*)、中华鲮(*Rhodeus sinensis*)等鲤形目中小型鱼类为优势种。五布河干流已建水坝 15 座(13 座为电站水坝,两座为磨坊水坝,图 1)。这些水坝多建于上世纪七八十年代,以浆砌石拱坝或浆砌石重力坝为主。平均坝高 6.7 m,最高 21 m,最低 1.5 m。杨家洞电站和玉滩电站为坝后式电站,其他为引水式电站。

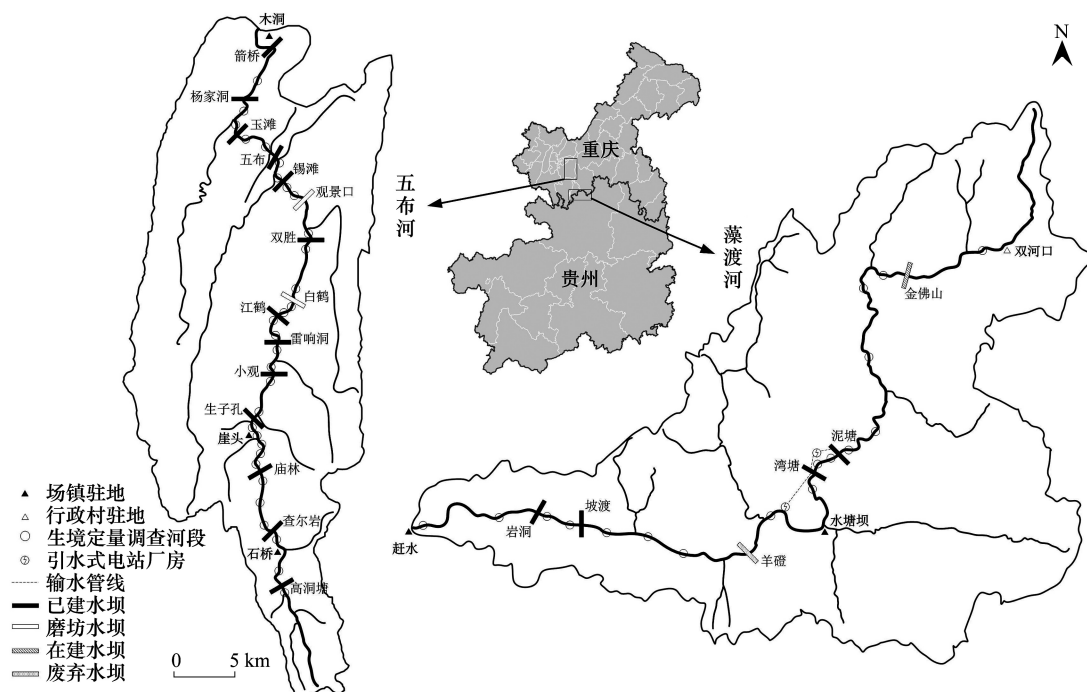


图 1 五布河、藻渡河干流水坝及调查河段位置示意图

Fig.1 Dams and sampling reaches locations on main stream of Wubu River and Zaodu River

藻渡河是綦江河一级支流,发源于重庆市南川区头渡镇,经南川区头渡镇、金山镇,向南进入贵州省桐梓县的狮溪镇、羊磴镇、坡渡镇,然后在重庆市綦江区赶水镇场镇驻地处汇入綦江河。藻渡河全长约 102 km,平均比降 8.1 ‰,流域总面积 1189 km²。藻渡河下切侵蚀强烈,河窄坡陡,两岸多为峡谷地貌。藻渡河干流河流生境以浅滩-深潭序列结构为典型特征。河流比降较大处常有梯级小瀑布出现。藻渡河现有鱼类 38 种,隶属 4 目、13 科、32 属,其中以西昌华吸鳅(*Sinogastromyzon sichangensis*)、峨眉后平鳅(*Metahomaloptera omeiensis*)、宽鳍鱲(*Zacco platypus*)、云南盘鮈(*Discogobio yunnanensis*)等为优势种。藻渡河干流已建水电站 5 座(图 1),其中 2 座为坝后式电站(坡渡电站、岩洞电站),3 座为无调蓄能力的引水式电站(泥塘电站、湾塘电站、羊磴电站)。坡渡电站、岩洞电站的水坝为混凝土水坝,高度 20 m 以上;泥塘电站、湾塘电站的水坝高约 3 m。羊磴电站水坝被冲毁,现已废弃。

本研究涉及的两条河流的干流均为 4—5 级河流,其支流多为 2—3 级溪流。支流生境特征、连通性、鱼类

组成与干流差异较大。为保证调查河段的可比性,本研究仅涉及两条河流的干流河段。

1.2 未受水坝明显影响河段分布调查

2011年5月、2013年11月,对五布河河口-高洞塘段河流生境进行调查;2018年6月,对藻渡河河口-双河口段河流生境进行调查(图1)。使用Google Earth软件测量水坝上游库区河段、水坝下游减(脱)水河段、未受水坝明显影响河段的长度与分布。未受水坝明显影响河段指:(1)未受到水库蓄水淹没影响的河段;(2)无调蓄能力的引水式电站的发电厂房出水口下游河段;(3)由于支流补水、生态放流等原因,生境未出现明显退化的坝下河段。

1.3 河流生境纵向连通性评估

河流连通性的计算方法主要有指标法、瓶颈法、图论法、水文模型法等^[19]。本研究选择指标法中的DCI评价河流生境的纵向连通性。该指数描述的连通性指的是鱼类可以在河道中两个随机点之间自由游动的概率^[20]。这个概率与两点之间的阻隔数量以及阻隔的渗透性相关^[16]。阻隔的渗透性指的是鱼类在溯流和顺流两个方向通过阻隔的能力,取决于阻隔的阻碍强度以及鱼类自身的生物学特征^[16,21]。

DCI计算公式如下:

$$DCI = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n c_{ij} \frac{l_i}{L} \frac{l_j}{L} * 100 \quad (1)$$

$$c_{ij} = \prod_{m=1}^M p_m^u p_m^d \quad (2)$$

式中, n 为河段总数; l_i 和 l_j 分别为河段 i 与河段 j 的长度,且 $i \leq j$; L 为河流网络总长度; c_{ij} 为河段 i 与河段 j 之间的连通性; M 为河段 i 与河段 j 之间的阻隔数量; p_m^u 和 p_m^d 分别表示鱼类溯流和顺流两个方向通过第 m 个阻隔的概率,范围为0—1; $p_m^u p_m^d$ 为鱼类通过第 m 个阻隔的概率。

两个河段之间只要有一个 p^u 或 p^d 为0的阻隔时,则两个河段之间的连通性即为0。DCI最大值为100,表示河流网络未受任何自然或人为的片段化作用,鱼类在河道内无障碍运动,河流连通性最好。当河网均等片段化为 n 段时,且每个阻隔的 p^u 和 p^d 中有一个为0时,DCI取到最小值 $100/n$ (图2)。这种情况下鱼类被孤立立在 n 个河流片段内,溯流或顺流运动严重受阻,河流连通性最差。

本公式可以用在非河海洄游型鱼类生境的纵向连通性计算上。公式内含几个假定:假定阻隔本身不占用河道长度,不产生边界效应,不会影响河网的总长度;阻隔之间的河段内部是完全联通的,则整个水系的纵向连通性为任意两个河段之间连通性的总和;假设鱼类通过每个阻隔的能力是独立的,即鱼类通过一个阻隔后不会影响其通过下一个阻隔的能力^[21]。

研究区域内的河流生境阻隔因素主要包括水坝、跌水(瀑布、梯级小瀑布或两者的混合)两大类。前者为人工阻隔,后者为自然阻隔。两条河流上的水坝均未建过鱼设施,影响鱼类溯流运动,因此其 $p^u = 0$ 。按照跌水的落差及对鱼类溯流运动的阻隔强度,将跌水分为2类:(1)N类,落差大,存在垂直高差1 m以上的单个跌落,鱼类不能溯流通过。这一类跌水 $p^u = 0$ 。(2)D类,落差较小,平水期水深浅,仅小型鱼类可溯流通过,但丰水期对鱼类溯流不构成障碍(图3)。D类跌水不会阻隔鱼类基因交流,不产生显著的生境片段化作用。本研究暂不考虑时间对 p 的影响,则其 $p^u = p^d = 1$ 。

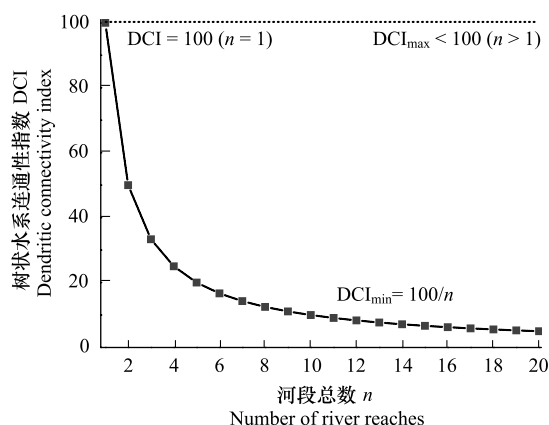


图2 树状水系连通性指数与河段总数的关系

Fig. 2 Relationship between Dendritic Connectivity Index and number of fragmented river reaches



图3 跌水生境分类

Fig.3 Waterfall habitat classification

(N类,鱼类不能溯流通过;D类,平水期仅小型鱼类可溯流通过,丰水期对鱼类溯流不构成障碍)

在这种情况下,DCI 计算公式简化为^[16]:

$$DCI = \sum_{i=1}^n \frac{l_i^2}{L^2} * 100 \quad (3)$$

河流片段的长度通过测量 $p^u = 0$ 的阻隔因子(水坝、N类跌水)之间的距离获得。根据跌水现有落差、人为破坏规模和方式,估算流域水电梯级开发前跌水生境几何尺寸,评估流域水电梯级开发前跌水对河流生境的片段化作用。测量N类跌水之间的距离,可得到流域水电梯级开发前各河流片段的长度。

1.4 河流生境调查与评估

在五布河、藻渡河干流分别设置31个和17个调查河段(图1),采用RHS方法调查河流生境,并用河流生境质量评价指标(Habitat Quality Assessment, HQA)对生境质量进行评估^[17-18]。对未受水坝明显影响河段的生境调查,选择人为干扰活动较少的近自然河段,以减少其他干扰因素对河流生境的影响。

1.5 数据分析

选用SPSS 15.0中非参数检验的Kruskal-Wallis H方法检验生境指标的差异显著性。若差异显著,选用Mann-Whitney U方法检验不同类型河段的生境指标间的差异显著性。显著性水平取0.05。藻渡河上水坝少,且库区河段生境特征差异较大,因此藻渡河的库区河段未进行生境指标的差异性检验。

2 结果与分析

2.1 未受水坝明显影响河段分布特征

调查表明,五布河干流现有未受水坝明显影响河段5段,分别为观景口河段(1.07 km)、白鹤河段(0.94 km)、崖头-庙林河段(5.67 km)、石桥河段(1.70 km)、高洞塘以上河段(11.10 km),共计20.48 km,占总长度的25.0%。五布河干流未受水坝明显影响河段可分为两类:一类是分布于未建水坝的跌水上游以深潭生境为主的河段,另一类是以浅滩-深潭序列结构为特征的河段,主要分布于五布河上游及部分跌水生境内。五布河干流现有库区河段共43.34 km,占总长度的52.9%;减水河段共18.09 km,占总长度的22.1%。调查中未发现脱水河段。

藻渡河干流河口至双河口段现有未受水坝明显影响河段3段,分别为河口河段(4.80 km)、坡渡电站库尾-水塘坝河段(20.51 km)、泥塘电站库尾上游河段(33.30 km),共计58.61 km,占总长度的68.2%。藻渡河干流未受水坝明显影响河段均为以浅滩-深潭序列结构为特征的河段。藻渡河干流现有库区河段共8.28 km,

占总长度的 9.6%;减水河段共 18.99 km,占 22.1%。

2.2 水电梯级开发对河流生境纵向连通性的影响

五布河干流可对鱼类溯流运动产生阻隔作用的 30 处跌水中,在流域水电梯级开发前属 N 类跌水的有 26 处,D 类有 4 处。对五布河干流河口至高洞塘生境纵向连通性的分析表明(表 1):水电梯级开发前,该河段共有 26 个自然片段化的河段;水电梯级开发后,河流片段增至 29 个。河流片段长度最大值和最小值在水电梯级开发前后无变化。最短的河流片段为双胜场河段,长度为 81 m;最长的河流片段为庙林-查尔岩河段,长 8.38 km。河流片段平均长度由 2.59 km 降低为 2.32 km,减少 10.4%。DCI 由开发前的 7.02 变为开发后的 6.47。

藻渡河干流上跌水众多,但 N 类跌水只有 1 处。在该跌水上建有泥塘电站水坝。流域水电梯级开发前,藻渡河有 2 个自然片段化的河段;水电梯级开发后,河流片段增至 5 个。最小河流片段长度由 33.77 km 减少为 3.11 km,最大河流片段长度由 52.11 km 减少为 33.77 km,平均河段长度由 42.94 km 减少为 17.18 km。DCI 由开发前的 52.3 变为开发后的 32.4。

表 1 河流生境纵向连通性评估结果

Table 1 Result of habitat connectivity assessment for main stream of Wubu River and Zaodu River

指标 Metrics	五布河 (河口至高洞塘) Wubu river (Estuary-Gaodongtang)		藻渡河 (河口至双河口) Zaodu river (Estuary-Shuanghekou)	
	流域水电梯级 开发前 Before dams construction	流域水电梯级 开发后 After dams construction	流域水电梯级 开发前 Before dams construction	流域水电梯级 开发后 After dams construction
河流片段数 Number of river reach	26	29	2	5
河流片段平均长度±标准差/km Average length of river reach ± SD	2.59±2.39	2.32±2.21	42.94±12.97	17.18±15.09
河流片段长度最小值/km Min length of river reach	0.08	0.08	33.77	3.11
河流片段长度最大值/km Max length of river reach	8.38	8.38	52.11	33.77
DCI	7.02	6.47	52.3	32.4

DCI: 树状水系连通性指数 Dendritic Connectivity Index

2.3 水电梯级开发对河流生境质量的影响

从 HQA 得分上看(表 2),五布河上浅滩-深潭类近自然河段>减水河段>库区河段>深潭类近自然河段。非参数方差分析表明(表 2),4 类河段 HQA 差异极显著($P<0.01$)。Mann-Whitney U 检验表明,库区河段与减水河段 HQA 差异极显著($P<0.01$);深潭类近自然河段与浅滩-深潭类近自然河段 HQA 差异显著($P=0.01$);库区河段与深潭类近自然河段 HQA 差异不显著($P=0.45$),减水河段与浅滩-深潭类近自然河段 HQA 差异不显著($P=0.51$)。

从 HQA 各指标上看(表 2), A_5-A_9 在五布河上 4 类河段之间均无明显差异($P>0.05$)。这表明五布河干流水电梯级开发并未明显改变河岸林、河岸土地利用。五布河河岸陡峭、河床狭窄,边滩发育不明显,因此各河段类型曲流边滩指标(A_5)也无明显差异。Mann-Whitney U 检验表明,减水河段与浅滩-深潭类近自然河段流态指标(A_1)差异显著($P<0.01$);除了部分未得分指标外,库区河段与深潭类近自然河段各指标均无明显差异($P>0.05$)。

藻渡河干流库区河段 HQA 变化较大。下游两座坝后式电站库区河段 HQA 不超过 20,上游引水式电站库区河段 HQA 超过 40,甚至略高于浅滩-深潭类近自然河段的 HQA 均值(表 3)。藻渡河干流减水河段与浅滩-深潭类近自然河段 HQA 差异不显著($P=0.32$),其子指标中流态(A_1)、河岸特征(A_4)、河岸林连续性(A_9)3 个指标差异显著(表 3, $P<0.05$)。

表 2 五布河干流库区河段、减水河段、近自然河段河流生境质量评估结果(平均值±标准差)

指标 Metrics	库区河段 Reservoir reach	减水河段 Water-reduced reach	深潭类近自然河段 Near-natural reach (pool)	浅滩-深潭类近自然河段 Near-natural reach (riffle-pool)	Kruskal-Wallis Test	
					H	P
流态 Flow types (A ₁)	3.00±0.00a	6.64±2.54b	3.00±0.00a	10.00±1.41c	27.37	<0.01
河床底质 Channel substrates (A ₂)	3.18±0.40a	5.82±2.09b	3.00±0.00a	5.75±2.22b	16.10	<0.01
河床特征 Channel features (A ₃)	0.09±0.30a	4.36±3.14b	0	7.25±0.50b	21.52	<0.01
河岸特征 Bank features (A ₄)	0.82±1.94a	3.82±4.38b	0	3.75±1.71b	12.93	<0.01
河岸植物层次结构 Bank vegetation structure (A ₅)	11.36±1.29	11.91±1.64	12.00±0.00	12.25±1.26	1.87	0.60
边滩 Point bars (A ₆)	0	0.45±1.51	0	1.25±2.50	3.40	0.33
河床植被 In-stream channel vegetation (A ₇)	0.18±0.60	0.45±0.82	0	1.00±1.15	4.73	0.19
河岸土地利用(0—50m) Land use within 50 m (A ₈)	2.09±1.58	2.00±1.79	0.80±1.79	1.00±1.15	3.26	0.35
河岸林连续性 Trees and associated features (A ₉)	5.55±1.75	5.91±1.14	6.60±0.55	7.00±2.58	2.30	0.51
特殊生境 Special features (A ₁₀)	0.45±1.51a	4.54±4.16b	0	5.00±5.77ab	10.40	0.02
HQA	28.67±7.64a	46.58±12.08b	25.4±1.51a	54.25±2.06b	18.80	<0.01
HQA 范围 HQA range	22—50	25—59	24—28	52—57	—	—

HQA: 河流生境质量评价指标 Habitat Quality Assessment;不同字母表示差异显著(P < 0.05)

表 3 藻渡河干流库区河段、减水河段、近自然河段河流生境质量评估结果(平均值±标准差)

指标 Metrics	岩洞电站 库区河段 Reservoir reach of Yandong station	坡渡电站 库区河段 Reservoir reach of Podu station	湾塘电站 库区河段 Reservoir reach of Wantang station	泥塘电站 库区河段 Reservoir reach of Nitang station	减水河段 Water-reduced reach	浅滩-深潭类近自然河段 Near-natural reach (riffle-pool)	Mann-Whitney U Test *	
							Z	P
流态 Flow types (A ₁)	3	3	9	10	7.25±0.50	8.78±1.56	-2.67	<0.01
河床底质 Channel substrates (A ₂)	3	3	6	6	4.50±1.91	4.67±2.65	-0.32	0.75
河床特征 Channel features (A ₃)	0	0	6	2	4.75±4.11	3.11±2.09	-0.70	0.48
河岸特征 Bank features (A ₄)	0	0	4	8	2.50±2.52	6.89±2.09	-2.45	0.01
河岸植物层次结构 Bank vegetation structure (A ₅)	11	6	8	6	7.50±3.11	9.67±1.87	-1.33	0.18
边滩 Point bars (A ₆)	0	0	0	0	0	0	0	1.00
河床植被 In-stream channel vegetation (A ₇)	0	0	0	2	0.25±0.50	0.11±0.33	-0.62	0.54
河岸土地利用(0—50m) Land use within 50 m (A ₈)	0	0	0	0	0	0.22±0.67	-0.67	0.50
河岸林连续性 Trees and associated features (A ₉)	0	0	1	2	0.75±0.96	2.56±1.33	-2.13	0.03
特殊生境 Special features (A ₁₀)	0	0	10	5	7.50±2.89	3.33±3.54	-1.83	0.07
HQA	17	12	44	41	35.00±10.55	39.33±6.75	-1.01	0.32
HQA 范围	—	—	—	—	24—49	31—51	-	-

* 减水河段与浅滩-深潭类近自然河段生境指标差异显著性分析

3 讨论

3.1 河流生境纵向连通性

五布河干流虽建有 15 座水坝,但与水电梯级开发前相比,DCI 仅降低了 7.8%。五布河干流存在大量鱼

类难以溯流通过的跌水生境,将河流分割为多个生境片段,自然片段化特征明显。15 座水坝均建在跌水生境上,但建在 N 类跌水上的 12 座水坝并不会加剧河流生境片段化。五布河 DCI 降低主要是由小观电站水坝、雷响洞电站水坝、白鹤水文站水坝引起的。因为这 3 座水坝均建在 D 类跌水上,阻碍了鱼类的溯流运动,降低了河流纵向连通性。不同于五布河,藻渡河干流 N 类跌水少,河流自然片段化强度低,纵向连通性较好。流域水电梯级开发后,4 座水坝中只有 1 座建设在 N 类跌水上,另外 3 座水坝导致流域生境片段化加剧,DCI 降低了 38.0%。

可见由于河流自然阻隔的存在,建坝位置的选择对河流纵向连通性存在明显影响。对本研究涉及的小型水坝来说,若其建在自然阻隔处,则其对河流纵向连通性的影响可与该自然阻隔相对河流纵向连通性的影响相重叠,DCI 无变化;若建在无阻隔河段内,则其将原无阻隔河段片段化,DCI 降低。其次,单个水坝对河流纵向连通性的影响与建坝前流域内阻隔数量负相关。建坝前阻隔少,河流片段数量也少,纵向连通性高,则建坝后 DCI 降低幅度大;建坝前阻隔多,河流片段数量也多,纵向连通性低,则建坝后 DCI 降低幅度小。Grill 等对密西西比河、多瑙河、长江、哥伦比亚河等大型河流的河流生境 DCI 分析也表现出这样的规律^[6]。另外,从 DCI 计算公式上看,各类阻隔的空间分布位置也应对河流纵向连通性有影响。阻隔在流域内分布越均匀,其间的河段长度越均等,则 DCI 越小,河流纵向连通性越差(图 2),但是本研究尚未涉及该问题。

3.2 河流生境质量

五布河干流所有水坝均建在跌水上。库区河段在水坝修建前均为跌水上游的深潭生境。水坝修建后,跌水上游的深潭水深增加,变成水库。由于五布河干流水坝多为低于 10 m 的小水坝,水位上升幅度较小,大多数淹没区未超过河岸二级阶地,原有河岸林并未被明显破坏,水体依然保持有一定的流速。因此,库区河段生境质量与深潭类近自然河段相比并无明显差异。藻渡河上湾塘、泥塘两座电站也是为引水式电站,水坝高约 3 m。由于藻渡河为山区河流,泥沙输移量大,加之坝后库容小,运行几年后,库区基本被淤塞。本次调查中发现这两座电站的有效库区长度仅在 100 m 左右。水流在淤塞的库区内冲刷出新的河道,形成新的河流生境构造,与自然河道无明显差别。因此,这两电站库区河段与藻渡河上近自然河段 HQA 无明显差别。藻渡河上岩洞、坡渡两座电站坝体高,库容大,回水区长达数公里。水库蓄水运行后,库区河段原有生境结构丧失,因此这两座电站库区河段的 HQA 明显小于藻渡河上近自然河段的 HQA。藻渡河上库区河段生境特征与同属山区河流的重庆开州东河上的库区河段生境特征类似^[15]。五布河干流减水河段平均长度在 1 km 左右。由于水坝均建在跌水生境上端,因此水坝修建前减水河段所在河段存在较高比例的跌水或浅滩-深潭交替的生境结构,生境特征与浅滩-深潭类近自然河段类似,异质性较高。五布河干流水电梯级开发后,水坝至发电厂房之间的河段流量明显减少,由于没有采取生态放流措施,河流生境质量有所降低。五布河减水河段多存在浅滩-深潭序列结构,水坝修建后减水河段的深潭内依然保持有一定的水面,未出现明显的河床干涸现象。同时在支流汇入、坝体渗漏的作用下河道依然保持了一定的流量。因此,与浅滩-深潭类近自然河段相比,减水河段 HQA 平均只降低了 14.1%。藻渡河上的减水河段环境现状与五布河上的减水河段类似,并且由于藻渡河上的减水河段多位于深谷内,河流比降相对于近自然河段更大,河床内多巨石、基岩出露,河流地貌特征更复杂,因此其 HQA 与近自然河段并无明显差异。可见,水坝对河流物理生境质量的影响与河流地貌特征和水电资源开发方式等密切相关。

3.3 河流生境影响评估方法

本研究主要从宏观、中观两个尺度来分析水电梯级开发对河流物理生境的影响。宏观尺度采用的直接测量方法分析水电梯级开发后库区河段、水坝下游减(脱)水河段、未受水坝明显影响河段这 3 类河段在流域内的长度、比例以及分布情况;同时采用 DCI 分析水电梯级开发对河流生境纵向连通性的影响。DCI 是针对树状水系的纵向连通性指数,对流域大小、河流级别无选择性,通用性较好。采用该指数可以预测水坝建设后河流纵向连通性变化情况,同时结合流域高程图、水电开发历史资料等可以对流域不同年代的河流纵向连通性特征进行回顾分析。甚至可以应用 DCI 并结合某种水生生物的生理习性、分布区域等信息,分析或预测水电

梯级开发对该生物生境连通性的影响。DCI 唯一较大的缺陷就是较难确定阻隔概率(p^u 和 p^d),特别是具体到某种水生生物的 DCI 计算时,需要以该物种的运动生理学参数为基础。因此,目前大多数情况下对 DCI 的测算选择的是其简化公式或预设阻隔概率^[6,21]。中观尺度采用 RHS 评价水电梯级开发对河流物理生境质量的影响。该方法可以较好的反映河流生境状况,以及导致河流生境质量衰退的原因^[18]。需要注意的是本方法是针对中小型河流的物理生境调查评估方法。根据前期的应用经验^[18],RHS 不适用于 6 级以上的大型河流。若需对 6 级以上河流物理生境质量进行评估,需要改用其他方法。

参考文献(References):

- [1] 夏继红,陈永明,周子晔,张琦,彭苏丽,王金平,余根听. 河流水系连通性机制及计算方法综述. 水科学进展, 2017, 28(5): 780-787.
- [2] Amoros C, Roux A L. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. Münstersche Geographische Arbeiten, 1988, 29: 125-130.
- [3] Federal Interagency Stream Restoration Working Group. Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices [M]. Washington, DC, 1998.
- [4] Fuller M R, Doyle M W, Strayer D L. Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. Annals of the New York Academy of Sciences, 2015, 1355(1): 31-51.
- [5] Dias M S, Cornu J F, Oberdorff T, Lasso C A, Tedesco P A. Natural fragmentation in river networks as a driver of speciation for freshwater fishes. Ecography, 2013, 36(6): 683-389.
- [6] Grill G, Dallaire C O, Chouinard E F, Sindorf N, Lehner B. Development of new indicators to evaluate river fragmentation and flow regulation at large scales: A case study for the Mekong River Basin. Ecological Indicators, 2014, 45: 148-159.
- [7] Gosset C, Rives J, Labonne J. Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). Ecology of Freshwater Fish, 2006, 15(3): 247-254.
- [8] Li R N, Chen Q W, Duan C. Ecological hydrograph based on *Schizothorax chongi* habitat conservation in the dewatered river channel between Jinping cascaded dams. Science China Technological Sciences, 2011, 54(S1): 54-63.
- [9] Nilsson C, Reidy C A, Dynesius M, Revenga C. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. Science, 2005, 308(5720): 405-408.
- [10] Tsuboi J I, Endou S, Morita K. Habitat fragmentation by damming threatens coexistence of stream-dwelling charr and salmon in the Fuji River, Japan. Hydrobiologia, 2010, 650(1): 223-232.
- [11] Santucci Jr V J, Gephard S R, Pescitelli S M. Effects of multiple low-head dams on fish, macroinvertebrates, habitat, and water quality in the fox river, Illinois. North American Journal of Fisheries Management, 2005, 25(3): 975-992.
- [12] Perkin J S, Gido K B. Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. Ecological Applications, 2012, 22(8): 2176-2187.
- [13] Monaghan M T, Robinson C T, Spaak P, Ward J V. Macroinvertebrate diversity in fragmented Alpine streams: implications for freshwater conservation. Aquatic Sciences, 2005, 67(4): 454-464.
- [14] Jager H I, Chandler J A, Lepla K B, Van Winkle W. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. Environmental Biology of Fishes, 2001, 60(4): 347-361.
- [15] 王强,袁兴中,刘红,张跃伟. 山地河流生境快速评价模型与应用. 水利学报, 2011, 42(8): 928-933.
- [16] Cote D, Kehler D G, Bourne C, Wiersma Y F. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. Landscape Ecology, 2009, 24(1): 101-113.
- [17] Environment Agency. River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual (2003 Version). London: Environment Agency, 2003.
- [18] 王强,袁兴中,刘红,庞旭,王志坚,张耀光. 基于河流生境调查的东河河流生境评价. 生态学报, 2014, 34(6): 1548-1558.
- [19] 方佳佳,王烜,孙涛,李春晖,蔡宴朋,李智. 河流连通性及其对生态水文过程影响研究进展. 水资源与水工程学报, 2018, 29(2): 19-26.
- [20] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. Landscape Ecology, 2006, 21(7): 959-967.
- [21] 孙鹏,王琳,王晋,王聪. 闸坝对河流栖息地连通性的影响研究. 中国农村水利水电, 2016, (2): 53-56.