

梯级水坝对高原河流健康的影响研究

——以青海湟水城区段为例^{*}

包先霞^{1,2)} 毛旭锋^{1,2)†} 魏晓燕³⁾ 张艳春^{1,2)} 吴 艺^{1,2)} 令建康^{1,2)}

(1)青海师范大学地理科学学院,高原科学与可持续发展研究院,810008,青海西宁;

2)青海省自然地理与环境过程重点实验室,青藏高原地表过程与生态保育教育部重点实验室,810008,青海西宁;

3)青海师范大学经济与管理学院,810008,青海西宁)

摘要 为分析梯级水坝对高原河流健康的影响,考虑高原河流特征和国内外研究成果,构建了基于水文、水质、水生态3个准则层、12个指标的健康评价指标体系,采用模糊综合健康评价模型评价筑坝河段的健康水平.结果显示:1)梯级水坝剧烈改变了筑坝河段的水文和水质特征,筑坝后河水流速和DO分别平均下降75%和12%,水深和水温平均上升了67%和50%.2)连续筑坝区域水质中COD_{Mn}和BOD指标分别下降28%和21%,水体沉积物中TN、TP和TOC平均上升为40%、23%和64%.3)水文和水质的变化改变筑坝河段水体浮游生物的生长环境,浮游植物和浮游动物的种群结构发生显著变化,浮游生物的种类、密度和生物量平均上升1.7、71和12倍.4)从时空尺度看,梯级水坝对枯水期河流的影响较平水期和丰水期高78%,对上段筑坝区的影响较下段筑坝区平均高56%.小型梯级水坝对湟水河段河流健康产生影响较大,亟需长期的监测和系统的评估.

关键词 梯级水坝;高原河流;河流健康;水生态

中图分类号 X824

DOI: 10.12202/j.0476-0301.2020151

近年来,随着管理水体和生态保护意识的加强,越来越多的橡胶坝、液压坝等小型水坝被应用到河流中^[1].这类小型水坝被认为对河流产生较小的生态影响,已经成为不少城市中的重要景观^[2].然而,最新的研究表明,小型橡胶坝会对河流的生态系统健康产生不利的影响^[3-5].比如:Bao等^[6]在研究连续的橡胶坝中发现磷营养盐在水坝中明显提升,会使水体的营养化水平提高;Marden等^[7]发现小型水坝会显著改变底栖大型无脊椎动物的群落结构、组成和功能,促进外来物种的入侵和定居;连续的小型水坝还会改变微生物结构,对水气界面温室气体(CH₄、CO₂、N₂O)排放产生放大效应^[8].此外,随着泥沙含量增加和淤积、水质恶化,形成黑色水体伴随恶臭气味等问题时常出现^[9-10].

由于气候、水文、地质、地形等独特的自然地理环境,高原的水生态系统通常非常脆弱,其原生的生态环境容易受到外界胁迫的影响^[11].当前,不少学者开展了青藏高原河流健康评价的研究,例如:水电开发背景下西藏年楚河流域的健康评价^[12];基于水文、水质、生物、生境、服务功能体系的拉萨河干流

的健康状况评价^[13],以及基于河流生态系统的服务功能评价模型的青藏高原巴河健康评价等^[14].遗憾的是,针对小型梯级水坝对高原城市河流健康影响的研究鲜有报道,相关研究亟待开展.本文以青藏高原湟水河为例,以自然河流为参照系统评价筑坝河段的健康状态,分析小型梯级水坝对河流生态系统的影响,为高原河流的生态管理和可持续利用提供理论依据.

1 研究区概况

湟水河是黄河一级支流,发源于青藏高原海晏县包呼图山,全长370 km,经西宁市穿城而过,流域面积16 120 km²,属于高原大陆性气候,平均海拔2 261 m,年均温在0.6~7.9℃,年均降水量是460.5 mm,年均蒸发量是1 363.6 mm.每年形成2个汛期,4—5月份冰雪融化,形成春汛,7—8月份降水增多,形成夏汛.研究区位于青海省西宁市城区段,西起海湖桥上约700 m处,东至北川河在新宁桥下2 km汇入处(36°38'14"~36°38'51" N,101°44'13"~101°45'59" E)(图1).研究河段全长约3 km,连续修建有5个梯级

^{*} 青海省基础研究资助项目(2018-ZJ-712);国家自然科学基金资助项目(51669028);中国科学院“西部青年学者”资助项目

[†] 通信作者:毛旭锋(1981—),男,博士,教授.研究方向:湿地生态过程. E-mail: maoxufeng@yeah.net

收稿日期:2020-04-24

水坝(1~5段)。坝体高 2.0~2.5 m, 坝长 50 m, 相邻 2 个坝体之间平均相距 457.3 m, 在汛期和非汛期都能保持水面平稳形成大大的连续水面, 流速缓慢; 非汛期主河道蓄水, 基本没有泄流量, 泄洪排沙最大流量为 $81 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 汛期主河道的最大泄流流量为 $578.2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. 选择未筑坝的自然河流为参照对象(0段), 距离第一级筑坝区 500 m 左右。

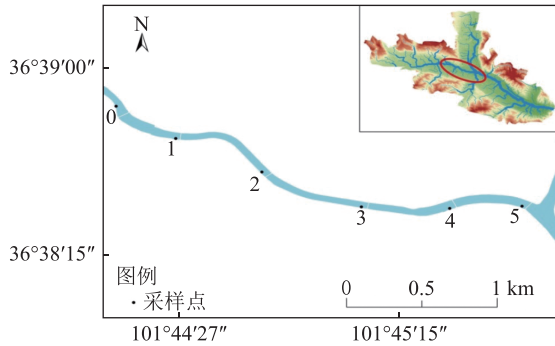


图 1 湟水河城区段河流区域

2 方法与数据来源

2.1 构建评价体系和等级标准 参考以往对梯级河流的健康评价指标体系^[15-17], 结合湟水河城区段河流的基本特征, 筛选出河流健康的评价因子, 以梯级水坝河流的健康评价为目标层(B), 准则层包括水文情势(B₁)、水质状况(B₂)、水生态(B₃)3个子系统, 指标层包括水深、水温等共 12 个指标。根据流域生态健康评价等级标准, 结合湟水河流域实际情况, 将其健康状况划分为很健康、健康、一般健康、亚健康、不健康^[18] 5 个标准等级, 各评价指标取值及健康状况等级标准见表 1。

2.2 评价方法 选取模糊综合评价模型法, 使用最大隶属度原则, 将不确定性的因素进行定量分析, 从而更加准确地对湟水河城区段的健康状况进行综合评价, 其中以自然河流段为参照系统对筑坝段进行赋值。

建立评价指标体系后, 逐个对评价对象的各个指标 x 进行量化, 进而得到模糊关系矩阵。

$$R = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \dots & r_{1j} \\ r_{21} & r_{22} & \dots & r_{2j} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ r_{i1} & r_{i2} & \dots & r_{ij} \end{bmatrix}$$

式中, r_{ij} 是在 h 评价等级模糊子集下评价对象对应于 x 评价指标的隶属度。

在相关文献资料的基础上, 确定了各评价指标的隶属函数求解公式, 正向评价指标值越大, 生态系

表 1 评价指标及标准等级

指标	很健康	健康	一般健康	亚健康	不健康
C_1 流速/($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	1.00	0.80	0.50	0.10	<0.10
C_2 水温/ $^{\circ}\text{C}$	10.00	12.00	14.00	15.00	20.00
C_3 水深/m	1.00	1.20	1.40	1.80	2.00
C_4 河流连通性	0.20	0.40	0.60	0.80	1.00
C_5 $w_{\text{tot}}(\text{N})/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	0.80	0.90	1.00	1.10	1.20
C_6 $w_{\text{tot}}(\text{P})/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	0.55	0.60	0.65	0.70	0.75
C_7 $w_{\text{tot}}(\text{OC})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	1.00	1.50	2.00	2.30	2.50
C_8 $\rho(\text{BOD})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	3.00	5.00	7.00	9.00	10.00
C_9 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	2.00	5.00	9.00	12.00	15.00
C_{10} $\rho(\text{DO})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	7.50	5.50	6.00	4.00	2.00
C_{11} 浮游植物多样性指数	3.00	2.50	1.50	0.50	1.00
C_{12} 浮游动物多样性指数	3.00	2.50	1.50	0.50	1.00

统健康状态越好, 逆向评价指标值越小, 生态健康状况越好, 计算公式可将正向评价指标中的不等号反向即可求得 r_{ij} , 计算式为

$$\begin{cases} x_i > h_i, r_{i1} = 1, r_{i2} = r_{i3} = r_{i4} = r_{i5} = 0, \\ h_{i,j} < x_i < h_{i,j+1}, r_{ij} = \frac{x_i - h_{i,j+1}}{h_{i,j} - h_{i,j+1}}, \\ r_{i,j+1} = \frac{h_{i,j+1} - x_i}{h_{i,j} - h_{i,j+1}}, \\ x_i < h_{i5}, r_{i5} = 1, r_{i1} = r_{i2} = r_{i3} = r_{i4} = 0. \end{cases}$$

2.3 指标权重 采用层次分析法计算评价指标的权重。首先, 建立河流指标重要性的调查表, 邀请多位专家对 2 个指标之间的重要性进行比较, 利用 1~9 比较尺度进行打分, 构成如下判断矩阵:

$$B = \begin{bmatrix} 1 & 1/2 & 1/3 \\ 2 & 1 & 1/2 \\ 3 & 2 & 1 \end{bmatrix}, \quad B_1 = \begin{bmatrix} 1 & 1 & 1/3 & 1/5 \\ 1 & 1 & 1/3 & 1/5 \\ 3 & 3 & 1 & 1/3 \\ 5 & 5 & 3 & 1 \end{bmatrix},$$

$$B_2 = \begin{bmatrix} 1 & 1 & 2 & 2 & 1 & 1/3 \\ 1 & 1 & 2 & 2 & 1 & 1/2 \\ 1/2 & 1/2 & 1 & 1 & 1/2 & 1/2 \\ 1/2 & 1/2 & 1 & 1 & 1/2 & 1/2 \\ 1 & 1 & 2 & 2 & 1 & 1/2 \\ 3 & 2 & 2 & 2 & 2 & 1 \end{bmatrix}.$$

其次, 对构成的各个判断矩阵计算最大特征根和特征向量, 并且计算所对应的归一化值, 通过一致性检验的归一化值, 即为各指标最终权重^[19]。

2.4 数据来源 样品采集于 2018 年 6 月—2019 年 10 月, 采样月份总共为 13 个月, 频率为每月 1 次, 在自然河段和 5 个筑坝库区不同方向采集, 重复样本

为 1~3 次. 数据来源包括野外调查、室内实验等方式获取. 野外调查包括现场监测和采集样品, 利用流速仪现场测定每级筑坝区的河水流速, 采用微电脑溶解氧测定仪 (HI98193) 现场监测样点水质, 包括水温、溶解氧和生化需氧量, 并将塞氏透明度盘和卷尺相结合测得筑坝区水深. 采集的样品类型是底泥、水样、浮游生物.

采样过程如下: 使用开口面积 $1/16 \text{ m}^2$ 彼得森采泥器采集底泥, 混合后取一部分做样品, 待测指标包括 TOC、TN、TP 质量分数; 用取水器采集每个样点 1~3 个 500 mL 的水样, 待测指标包括 COD_{Mn} 、BOD、DO 质量浓度; 浮游生物使用 25 号浮游生物网, 在水体表面按“∞”字形拖拽 3~5 min, 过滤后浮游植物按 1.5% 体积分数加入鲁哥试剂固定, 浮游动物按 5% 体积分数加入甲醛溶液固定. 浮游植物定量, 用采水器在水表层下取 1 L 水样, 并按 1.5% 体积分数加入鲁哥试剂固定. 浮游动物定量, 用采水器采集 15 L 水样, 通过浮游生物采集网过滤, 装入 100 mL 瓶中. 按 5% 体积分数加入甲醛试剂固定; 室内实验包括浮游生物的定性和定量分析, 浮游生物的计数和种类鉴定等主要参照文献的方法进行^[20-21]. 底泥样品在 $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 下烘烤 30 min 后, 在烘干箱内 $80 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下烘干至恒质量. TOC、TN、TP 质量分数和 COD_{Mn} 质量浓度测定主要参照《水和废水监测分析方法》,

其中水体 COD_{Mn} 质量浓度采用碱性高锰酸钾氧化法测定, 底泥 TOC 质量分数采用高锰酸钾氧化外加热法测定, 底泥和水样的 TN、TP 质量分数分别用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法、钼酸铵分光光度法测定; 根据湟水河的历史水文数据, 确定每年 6~9 月为丰水期, 5 月为平水期, 3 月为枯水期^[22].

3 结果与分析

3.1 筑坝对河流水文的影响 筑坝对河流水文情势的影响如图 2 所示, 图中筑坝河段为 $\text{H}_1\sim\text{H}_5$, 未筑坝段用 H_0 来表示. 筑坝后河段流速与未筑坝区相比明显下降, 平均流速由未筑坝区的 $0.33 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 下降筑坝区的 $0.08 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, 下降率为 75%. 而在枯水期末春汛初始流速降幅最大, 由未筑坝区的 $0.50 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 下降为筑坝区的 $0.01 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. 丰水期和平水期降水量丰富, 河流水量较大, 但筑坝河段平均流速也仅为 $0.08 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. 筑坝的阻挡作用导致筑坝河段的水深明显高于未筑坝区, 平均上升幅度为 67%. 河段水深的最大值出现时间由丰水期变为平水期, 例如, 未筑坝区水深最大值出现在丰水期 (均值为 0.94 m), 而筑坝河段水深的最大值出现在平水期 (均值为 1.65 m). 与未筑坝区相比, 另外一个很明显的变化就是筑坝河段水温显著上升 (平均上升幅度为 50%). 其中, 平水期的水温相差达到 $7.5 \text{ }^\circ\text{C}$, 增幅达到 76%.

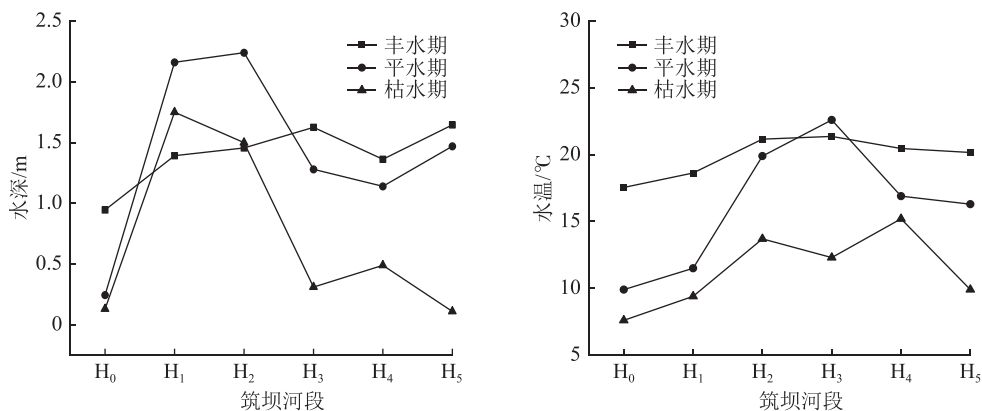


图 2 筑坝区与未筑坝河段水文指标的变化

从水文指标的空间变化来看, 流速和水深从上段至下段筑坝区呈下降趋势, 连续筑坝会使水体变化由上一级水坝转移到下一级水坝, 导致不同水坝之间的水流速度呈纵向下行的趋势, 这一结论与众多研究梯级水库河流水文的结果一致^[23]; 本地的坡度从上段至下段筑坝区是由高到低, 水深的变化顺坡度的大小呈现由高到低的趋势, 表现为阶梯式的分布.

3.2 筑坝对河流水质的影响 筑坝区与未筑坝区水质指标在丰水期、平水期、枯水期的变化如图 3 所

示. 与未筑坝区相比, 底泥中 TN、TP、TOC 的质量分数平均值均高于未筑坝区, 如 TN 的平均质量分数由 793.0 上升为 $1111.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 上升率为 40%, TP 的质量分数由 575.3 上升到 $706.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 上升率为 23%, TOC 的质量分数由 1.1 上升到 $1.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 上升率为 64%, 主要原因是梯级水坝开发后, 流速缓慢, 筑坝河段的底泥含量不断累积, 水体中的营养盐和有机物滞留时间长, 也会不断沉积到底泥表面, 进而汇聚到底泥中^[24].

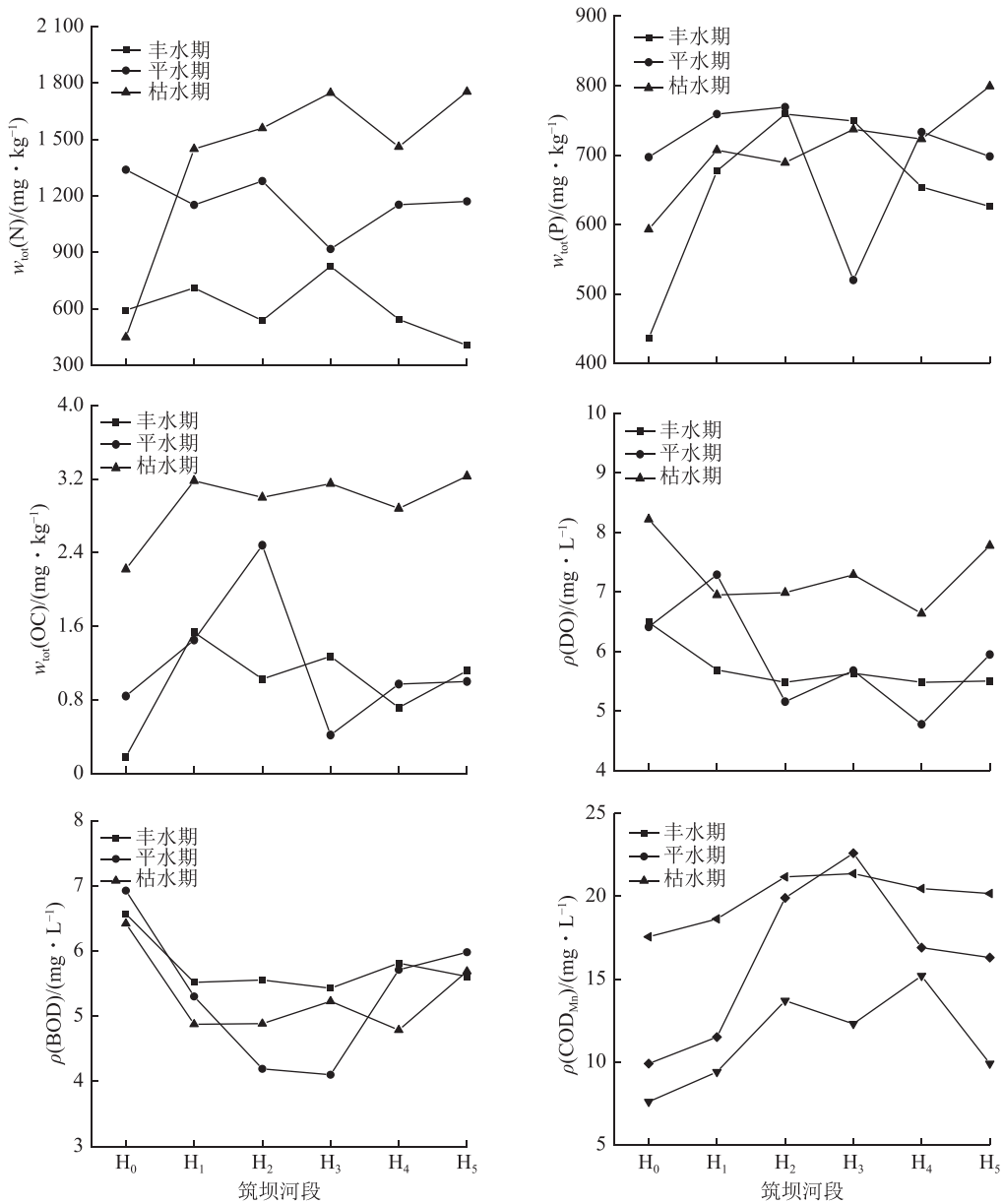


图 3 不同时期未筑坝区与筑坝河段各项水质指标的变化

筑坝水体中 DO、BOD、COD_{Mn} 的质量浓度均低于未筑坝区, 如: $\rho(DO)$ 由 7.1 下降到 6.2 mg · L⁻¹, 下降率为 12%; $\rho(BOD)$ 由 6.6 下降到 5.2 mg · L⁻¹, 下降率为 21%; $\rho(COD_{Mn})$ 由 6.4 下降到 4.6 mg · L⁻¹, 下降率为 28%。根据《地表水质量标准》, DO 和 COD_{Mn} 属于 II 类水质标准, 说明筑坝河段水体并未受到有机污染。

从时间尺度看: 底泥指标的增加幅度由大到小依次为: 枯水期、平水期、丰水期, 其中: 筑坝河段枯水期底泥指标的增加幅度是未筑坝河段的 1.23 倍, 达到最大; 水体指标的下降程度由低到高依次为枯水期、平水期、丰水期, 丰水期水体指标最小的下降幅度为 11.4%。主要原因是丰水期雨季河流流量增

加, 会对水体和底泥中的营养盐、有机物具有稀释作用, 而枯水期的水量补给和换水率会减小, 造成营养盐和有机物的滞留, 而且青藏高原地区冬季时间长, 温度持续较低, 有机物对自身的分解速率也随之降低。

从影响的空间变化来说, 下段筑坝区 (H₃~H₅) 中水体的 DO、COD_{Mn} 和 BOD 平均质量浓度均高于上段筑坝区 (H₁~H₂)。例如: H₃~H₅ 河段水体指标的平均质量浓度为 5.3 mg · L⁻¹, H₁~H₂ 河段的平均质量浓度为 4.9 mg · L⁻¹。底泥中 TN、TP、TOC 的平均质量分数在上段筑坝区均高于下段筑坝区, 如 H₁~H₂ 河段的底泥指标的平均质量分数为 920.7 mg · kg⁻¹, H₃~H₅ 河段的平均质量分数为 601.3 mg · kg⁻¹, 整体

上,筑坝河段水体和底泥污染物含量在空间分布上呈现明显的负相关,说明筑坝加大了水体和底泥之间的互动关系。

3.3 筑坝对河流水生态的影响 河流浮游植物和浮游动物的物种数、密度和生物量如图 4 所示。筑坝河段共鉴定出浮游植物 7 门 45 种,其中硅藻门 22 种,绿藻门 11 种,蓝藻门 6 种,甲藻门 3 种,隐藻门、裸藻门、金藻门各有 1 种;未筑坝区浮游植物共检出 7 门 30 种。筑坝区浮游植物的平均密度是 $1.96 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$,未筑坝区的平均密度为 $2.7 \times 10^5 \text{ L}^{-1}$;筑坝区浮游植物的生物量均值是 $2.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,未筑坝区浮游植物生物量的均值是 $0.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。可以看出筑坝河段的物种数、密度和生物量均高于未筑坝区,密度和生物量分别是未筑坝河段的 7.3 和 4.1 倍,其中硅藻门和绿藻门的物种数平均增加 8 种,在未筑坝区和筑坝区均占主要优势,这也与我国其他筑坝河段的研究结果具有相似性^[25]。

筑坝河段共鉴定出浮游动物 3 类 27 种,其中原生动物 8 种,轮虫 16 种,桡足类 3 种,未筑坝区共鉴定出浮游动物 3 类 13 种。筑坝区浮游动物的平均密度为 $1.51 \times 10^3 \text{ L}^{-1}$,未筑坝区浮游动物平均密度为 11.30 L^{-1} ;

筑坝区浮游动物的生物量均值是 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,未筑坝区浮游动物生物量的均值是 $0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,可以看出筑坝河段浮游动物的物种数、密度和生物量均上升,分别是未筑坝区的 2.0、134 和 20 倍,其中原生动物和轮虫类的物种数增加的最明显,平均上升 10 种,与未筑坝区一样依然占绝对优势。主要原因是筑坝后流速的减缓和水环境因子的变化致使浮游生物的密度和生物量大幅增加,说明此区域已经形成相对稳定的生存环境,有利于浮游生物的生存^[26]。

从筑坝河段的空间变化来看,下段筑坝区浮游生物的物种数均高于上段筑坝区,浮游植物的密度和生物量呈上升趋势,浮游动物的密度和生物量呈下降趋势。浮游动物作为浮游植物和较高消费者的中间连接环节,它们直接捕食藻类等浮游植物,为较高级消费者提供食物,进而影响到较高级的消费者,甚至整个水生态系统。浮游动物和浮游植物的生物量和密度在筑坝段的分布上呈现一高一低的趋势,说明可能在筑坝河段浮游植物和浮游动物逐渐形成了一种相互联系、相互制约的动态平衡关系。

3.4 筑坝对河流生态健康的综合影响 根据对权重的判断矩阵计算得出: $W_B = (0.163, 0.297, 0.540)$, $W_{B1} = (0.250, 0.095, 0.095, 0.560)$, $W_{B2} = (0.175, 0.163,$

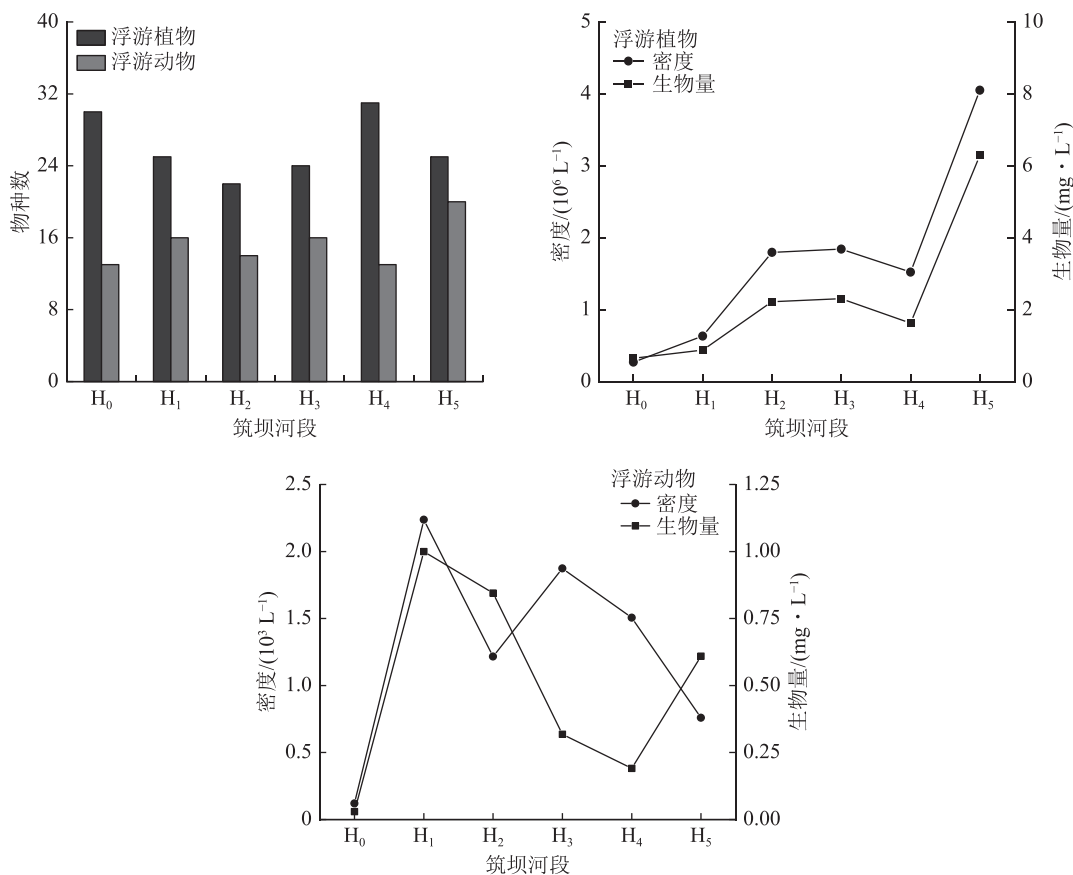


图 4 未筑坝区与筑坝河段水生态指标的变化

0.171, 0.095, 0.095, 0.296), $W_{B3}=(0.500, 0.500)$ 。利用上述隶属度计算公式进行求解, 可得到筑坝河段的评价矩阵。

$$R_1 = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0.78 & 0.22 \\ 0 & 0 & 0 & 0.68 & 0.32 \\ 0 & 0 & 0.30 & 0.70 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.90 & 0.10 \\ 0 & 0 & 0 & 0.89 & 0.11 \\ 0 & 0 & 0.44 & 0.56 & 0 \\ 0 & 0 & 0.34 & 0.66 & 0 \\ 0 & 0 & 0.90 & 0.10 & 0 \\ 0.13 & 0.86 & 0 & 0 & 0 \\ 0.68 & 0.32 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0.28 & 0.72 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.09 & 0.91 \end{bmatrix}$$

通过筑坝河段指标权重乘以 R_1 得出的隶属矩阵为 $B_1=(0, 0, 0.029, 0.326, 0.679)$, $B_2=(0.212, 0.178, 0.215, 0.369, 0.019)$, $B_3=(0, 0, 0.140, 0.441, 0.455)$, 目标层 $B=(0.062, 0.053, 0.144, 0.401, 0.362)$ 。依据最大隶属度原则, 可知筑坝河段的健康水平和水质为亚健康状态, 水文和水生态为不健康状态。其中: 流速、水深、水温、 $w_{tot}(N)$ 、 $w_{tot}(P)$ 、 $w_{tot}(OC)$ 、河流连通性、浮游植物多样性指数属于亚健康等级, 浮游动物多样性指数属于不健康等级, 说明这些指标对筑坝河段的健康构成了一定的威胁, 应在今后的河流管理中, 加强对底泥的疏浚, 及时调节水文情势; 水体指标中 $\rho(BOD)$ 属于一般健康等级, $\rho(COD_{Mn})$ 属于健康等级, 说明这些指标提升空间很大; 12 个指标中梯级水坝对上段筑坝区的影响频次高于下段筑坝区, 占总指标的 2/3。从不同时期来讲, 总体指标中枯水期的影响频次高于其他 2 个时期, 进而说明二者对筑坝段河流健康的影响幅度较大。

4 讨论

4.1 高原河流健康评价指标和标准

参考 2000—2019 年河流健康评价指标^[27-29], 选择出现指标频次较高、易获得、敏感性、地域性、差异性指标作为本文筑坝河段生态健康评价的因子, 主要是从水文、水质、水生态构建的评价体系出发, 水文指标出现频次较高的主要为径流量、含沙量、流速、水温和水位变化等, 水质指标出现频次较高的主要为生态需水保证率、水质达标率、 $\rho(DO)$ 、 $w_{tot}(N)$ 、 $w_{tot}(P)$ 、 BOD_5 、 pH 、 $\rho(COD_{Mn})$ 、浑浊度、底泥污染状况等, 水生态指标出现频次较高的为鱼类、大型底栖动物、浮游植物、浮游动物、水生植物、珍稀动物存活

状况等。本文选取的指标与出现频次较高的指标基本一致。但是部分指标不易获取, 比如鱼类、珍稀动物存活状况、大型底栖动物等, 主要是所处的空间尺度为高原城市河流, 而且受人为干扰较大, 如工农业污染和生活污水排放较多, 城区段河流城镇化水平较高, 对大型底栖动物、鱼类等生物的适用性较差^[30]。

其次, 选取的指标要显示出与自然河段有明显的差异性, 通过单样本 t 检验分析发现水体中的 TN 和 TP 与自然河段相比无显著差异, 没有统计学意义, 对比数据发现筑坝区 TN 和 TP 的年年均值略高于未筑坝河段, 选择剔除。梯级水坝的拦截作用导致纵向连通性的破坏, 使得底泥特征和水文结构与未筑坝河段相比呈现显著的差异性, 因而选择底泥中的营养盐和有机物表征水质中底泥的污染状况。

部分指标的意义包括高原河流光照强、气温变化大, 而水温和光照对库区的 DO 具有耦合作用^[31], 因而 DO 作为判断水体自净能力的一种标志, 适合高原城市河流水质指标的选取; 底泥沉积物作为河流生态系统营养元素重要的源和汇^[32-33], 也是引发筑坝河段发生富营养化的重要因子之一, 筑坝后 TN、TP 在底泥沉积物中不断富集, 影响生物的生长; 浮游生物随水流迁移, 繁殖能力强, 对水环境要素具有很高的响应能力^[34], Shannon-Wiener 指数能够代表浮游生物群落结构组成, 对水生态指标的选取具有可行性。

指标标准划分包括参照系法和标准法, 水文指标参照湟水河上游受人类干扰较少的自然河流段, 其中: 河流连通性是水生生物能够在河流中流动, 拦河坝阻断了生物的洄游和物质能量的传输, 将河流上拦河工程的数量与河长的比值作为河流连通性数值^[35]; 自然河流是水文状态最佳的理想场地, 将不同时期自然河流的流速、水温、水深的平均值作为评价健康等级的最优值, 据此对指标数据划分等级; 底泥指标的划分参考自然河流的最小值为最优值, 据此对营养盐和有机质的含量划分等级; 水体中的指标依据国家地表水质量标准 (GB 3838—2002) 来划分, 将 I 类水质的数值作为最优值, 并按照水质指标的等级依次划分; 浮游生物使用 Shannon-Wiener 指数, 采用国内外生物多样性指数的标准分级^[36], 依据浮游生物评价标准, 0~1 为多污型, 1~2 为 α -中污型, 2~3 为 β -中污型, >3 为寡污或清洁型, 其中浮游生物多样性指数 >3 为最优值, 并根据每个等级相差 0.5 依次划分。

4.2 河流健康指标的相关性分析 为更明确筑坝后河流健康指标间的相互联系程度,采用 SPSS 软件进行 Pearson 相关性分析,相关结果如表 2 所示。

由表 2 可以发现,水文和水质指标之间呈现相关性。流速将影响水体有机污染物质量浓度 ($R=0.934, P<0.01$) 以及底泥中的营养盐,如流速与 $w_{\text{tot}}(\text{N})$ 呈显著的负相关 ($R=-0.962, P<0.01$),流速降低,水体悬浮颗粒物将污染物带到水底,水体污染物含量降低,底泥污染物质量分数增加,但流速降低增加了水体净化时间。水温越高, $\rho(\text{DO})$ 越低 ($R=-0.875, P<0.05$),水温升高使水中氧的溶解能力降低。水体中 $\rho(\text{DO})$ 降低,好氧微生物活性分解活动减弱,不利于水体有机污染物的分解,DO 的含量还会影响底泥

中有机物的释放量^[37]。水温上升,浮游生物活动增加,加快了对营养物质的吸收,水体水质也会改善。但是底泥中微生物的活性也会增加,有机物的释放速率会加快。水深和水体有机污染物的质量浓度 ($R=0.858, P<0.05$) 和底泥中的营养盐 ($R=0.853, P<0.05$)、有机物 ($R=0.973, P<0.01$) 含量呈显著的相关性,在高水位时期,水深的上升,将有利于水体有机污染物质量浓度的降低,能明显改善水质^[38]。但是污染物进入水体,经沉淀、吸附、生物吸收等多种形式最终沉积于底泥中并逐渐积累,而底泥中的污染物在温度升高、微生物活性增加等条件下,又会发生扩散、重新释放污染表层水体的水质^[39]。因此,最终结果还取决于各个因素综合作用的结果。

表 2 河流健康指标的 Pearson 相关分析表

指标	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	C ₇	C ₈	C ₉	C ₁₀	C ₁₁	C ₁₂
C ₁	1	-0.720	-0.720	-0.620	-0.962**	-0.907*	-0.756	0.884*	0.934**	0.730	0.560	0.052
C ₂		1	0.310	0.600	0.730	0.570	0.380	-0.780	-0.710	-0.875*	-0.675	0.060
C ₃			1	0.021	0.724	0.853*	0.973**	-0.790	-0.858*	-0.360	0.155	-0.480
C ₄				1	0.580	0.510	0.180	-0.300	-0.480	-0.610	-0.490	0.210
C ₅					1	0.852*	0.785	-0.911*	-0.941**	-0.610	-0.650	0.186
C ₆						1	0.910*	-0.790	-0.958**	-0.680	-0.450	0.125
C ₇							1	-0.780	-0.911*	-0.396	-0.470	0.027
C ₈								1	0.917**	0.679	0.439	0.329
C ₉									1	0.683	0.329	0.069
C ₁₀										1	0.396	0.415
C ₁₁											1	-0.610
C ₁₂												1

注: *表示 $P<0.05$; **表示 $P<0.01$

4.3 连续筑坝对河流健康累积影响 与单个大坝相比,连续修建的大坝对河流产生的影响可能比单个大坝更为严重和复杂^[38-39]。梯级水坝开发引起河流破碎化,一条河流被分割形成不连续的形态,进一步产生一系列的生态影响。例如梯级水坝的开发对河流生态系统造成复合累积效应,水生态系统和纵向连通性以及水生生境的物种多样性在多个蓄水区分均发生了变化^[40],流量、泥沙的含量和营养物排放等产生累积^[41]。如果自上游至下游修建一系列的水坝,景观的变化尺度会变成全流域^[40]。除了大型水库外,越来越多的小型水坝,如橡胶坝、混凝土坝和液压坝,正在世界各地兴建,并将作为城市河流景观的一部分。与大型水库相似,小型水坝也会改变河流的形态和水文,如营养盐物质在小型水坝中积累^[42]。其他关于城市河流系统中小型水坝的研究,主要关注

对河流生物的影响^[43],对于连续的小型水坝的影响,也应该注重累积效应等研究。如水库底部排水阀排出低温水、低含氧水或表层高温水的排放,都可能产生累积效应导致负面影响增大^[8]。有研究表明,由于水温和营养盐累积影响,梯级水坝水体温室气体排放效应可能被放大,对于累积影响的过程和放大机制,还需要长期、系统的监测和研究。

5 结论

本文结合湟水河独特的地理环境和人为原因,构建了筑坝后对河流健康影响的一套评价体系,从时间和空间尺度反映筑坝对水文情势、水质状况和水生态的影响程度,并评价河流的整体健康状态,主要研究结论如下:

1) 梯级水坝会改变研究区河流水文和水质,并

进一步影响水生生态系统, 进而影响河流整体健康状况。

2) 梯级水坝对河流水文、水质指标产生显著的时空影响。总体来说, 按时期影响幅度的由大到小依次为枯水期、平水期、丰水期, 按空间影响幅度的大小依次为上段筑坝区、下段筑坝区。

3) 筑坝河段总体的健康状态为亚健康。其中流速、水深、水温、 $w_{\text{tot}}(\text{N})$ 、 $w_{\text{tot}}(\text{P})$ 、 $w_{\text{tot}}(\text{OC})$, 浮游植物多样性指数等属于亚健康等级, 浮游动物多样性指数属于不健康等级, 是筑坝影响河流健康的关键因素。

受监测时间和范围的影响, 本研究也存在不足之处。由于缺乏未筑坝之前自然河流的数据, 仅能以筑坝区上游自然河段作为对比分析。小型水坝对高原城市河流健康的影响研究, 还需要长期的监测和系统的评估作为支撑。

6 参考文献

- [1] 张艳春, 张志法, 陶雅琴, 等. 连续筑坝湟水一级支流火烧沟对河流水-气界面温室气体通量的影响研究[J]. 生态科学, 2020, 39(5): 100
- [2] 朱楚敏. 液坝坝技术在城市河道景观工程中的应用[J]. 治淮, 2018(8): 35
- [3] NEMEPY N, GRATI O N, DOAN P T K, et al. Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir[J]. Aquatic Sciences, 2016, 78(1): 171
- [4] HILTON J, OHARE M, BOWES M J, et al. How green is my river? a new paradigm of eutrophication in rivers[J]. Science of the Total Environment, 2006, 365(1/2/3): 66
- [5] FAN H, HE D M, WANG H L. Environmental consequences of damming the mainstream Lancang-Mekong River: A review[J]. Earth-Science Reviews, 2015, 146: 77
- [6] BAO L L, LI X Y, CHENG P. Phosphorus retention along a typical urban landscape river with a series of rubber dams[J]. Journal of Environmental Management, 2018, 228(15): 55
- [7] LINARES M S, ASSIS W, SOLAR R R D, et al. Small hydropower dam alters the taxonomic composition of benthic macroinvertebrate assemblages in a neotropical river[J]. River Research and Applications, 2019, 35(6): 725
- [8] YANG D X, MAO X F, WEI X Y, et al. Water-air interface greenhouse gas emissions (CO_2 , CH_4 and N_2O) were amplified by continuous dams in an urban river in Qinghai-Tibet Plateau, China[J]. Water, 2020, 12(3): 759
- [9] 况琪军, 毕永红, 周广杰, 等. 三峡水库蓄水前后浮游植物调查及水环境初步分析[J]. 水生生物学报, 2005, 29(4): 353
- [10] 钟华平, 刘恒, 耿雷华. 澜沧江流域梯级开发的生态环境累积效应[J]. 水利学报, 2007(增刊1): 582
- [11] 张宪洲, 杨永平, 朴世龙, 等. 青藏高原生态变化[J]. 科学通报, 2015, 60(32): 3048
- [12] 李朝霞, 黄毅, 吕琳莉. 西藏水电开发对河流水生态环境影响探讨[J]. 西北水电, 2018(4): 1
- [13] 陈歆, 靳甜甜, 苏辉东, 等. 拉萨河河流健康评价指标体系构建及应用[J]. 生态学报, 2019, 39(3): 799
- [14] 李朝霞, 朱洪蓉, 吕琳莉. 基于高原河流生态系统健康的服务功能评估: 以巴河为例[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2012, 40(9): 147
- [15] 熊文, 黄思平, 杨轩. 河流生态系统健康评价关键指标研究[J]. 人民长江, 2010, 41(12): 7
- [16] 刘瑛, 高甲荣, 崔强, 等. 4种国外河溪健康评价方法述评[J]. 水土保持通报, 2009, 29(3): 40
- [17] 毛旭锋, 魏晓燕, 陈琼, 等. 基于E_u(CPS)模型的青海湟水国家湿地公园湿地恢复评估[J]. 地理研究, 2019, 38(4): 760
- [18] 李虹, 丁爱中, 张淑荣, 等. 基于溶解氧监测的沔河河流代谢及河流健康评价研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2013, 49(4): 395
- [19] 聂瑞, 肖娟, 赵辉. 基于层次分析法的三川河健康评价[J]. 生态科学, 2015, 34(3): 103
- [20] HAMILTON D P, SCHADOW S G. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. part I-model description[J]. Ecological Modelling, 1997, 96(1/2/3): 91
- [21] 张皓, 徐东炯, 陈志宁, 等. 常州市各人工湿地的浮游生物多样性比较[J]. 中国环境监测, 2015, 31(1): 53
- [22] 邱瑀, 卢诚, 徐泽, 等. 湟水河流域水质时空变化特征及其污染源解析[J]. 环境科学学报, 2017, 37(8): 2829
- [23] OU YANG W, HAO F H, SONG K Y, et al. Cascade dam-induced hydrological disturbance and environmental impact in the upper stream of the Yellow River[J]. Water Resour Manag, 2011, 25(3): 913
- [24] 王凡, 赵琛, 潘海宁, 等. 城市黑臭水体底泥治理现状及建议[J]. 环境保护, 2018, 46(17): 27
- [25] 王红萍, 夏军, 谢平, 等. 汉江水华水文因素作用机理: 基于藻类生长动力学的研究[J]. 长江流域资源与环境, 2004(3): 282
- [26] 张帅, 毛旭锋, 唐文家, 等. 黄河大河家水电站建成后水生生物变化分析[J]. 中国农村水利水电, 2019(4): 140
- [27] 张朝. 重庆市河流健康指标体系的构建与评价研究[D]. 重庆: 重庆交通大学, 2012
- [28] 谢孟星, 钱新, 刘彤, 等. 基于微生物完整性指数的河流健康评价: 以无锡市为例[J]. 环境科学学报, 2020, 40(3): 1112
- [29] 苏辉东, 贾仰文, 牛存稳, 等. 河流健康评价指标与权重分配的统计分析[J]. 水资源保护, 2019, 35(6): 138

- [30] MERRITT R W, CUMMINS K W, BERG M B. An introduction to the aquatic insects of North America[M]. Dubuque: Kendall: Hunt Publishing Company, 1996
- [31] 赵巧华, 孙国栋, 王健健, 等. 水温、光能对春季太湖藻类生长的耦合影响[J]. 湖泊科学, 2018, 30(2): 385
- [32] FRANZEN L G. The earth afford to lose the wetlands in the battle against the increasing greenhouse effect[C]//International Peat Society Proceedings of International Peat Congress. Uppsala, 1992.
- [33] KEENEY D R. Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems: a literature review[J]. For Sci, 1980, 26: 159
- [34] GU X F, SUN H G, TIVK G R, et al. Identification and scaling behavior assessment of the dominant hydrological factors of nitrate concentrations in stream flow[J]. American Society of Civil Engineers, 2020, 25(6): 1
- [35] 尚文绣. 基于水文要素的河流健康评价及其生态用水调度研究[D]. 北京: 清华大学, 2017
- [36] 许木启, 朱江. 从浮游动物种类多样性变化看白洋淀富营养化的保护与持续利用研讨会论文集[C]. 北京: 中国科学技术出版社, 1994
- [37] 甄玉飞. 清水河水环境因子变化特征分析及富营养化评价[D]. 张家口: 河北建筑工程学院, 2019
- [38] 黄庆超, 刘广龙, 王雨春, 等. 不同水位运行下三峡库区干流水质变化特征[J]. 人民长江, 2015, 46(增刊1): 132
- [39] 梁欢欢, 吴明红, 徐刚, 等. PFCs在水和底泥中的分布、毒性和去除[J]. 上海大学学报(自然科学版), 2017, 23(5): 752
- [40] KUMMU M, VARIS O. Sediment-related impacts due to upstream reservoir trapping, the Lower Mekong River[J]. Geomorphology, 2007, 85(3/4): 275
- [41] 赵清贺, 刘世梁, 张兆苓, 等. 漫湾水电开发对库区景观动态的影响[J]. 生态学杂志, 2011, 30(10): 2343
- [42] GUO X Y, FENG C H, ZHANG J H, et al. Role of dams in the phase transfer of antibiotics in an urban river receiving wastewater treatment plant effluent[J]. Science of The Total Environment, 2017, 607/608(31): 1173
- [43] 韩鸣花, 于海燕, 周斌, 等. 城市溪流中径流式低坝对底栖动物群落结构的影响[J]. 生态学报, 2012(2): 380

Cascade dams affect river health in plateau regions: a case of Huangshui River

BAO Xianxia^{1,2)} MAO Xufeng^{1,2)†} WEI Xiaoyan³⁾ ZHANG Yanchun^{1,2)}
WU Yi^{1,2)} LING Jiankang^{1,2)}

(1) Plateau Science and Sustainable Development Research Institute, Qinghai Normal University, 810008, Xining, Qinghai, China;

2) Qinghai Key Laboratory of Natural Geography and Environmental Processes, Key Laboratory of Surface-Processes and Ecological Conservation, Ministry of Education, 810008, Xining, Qinghai, China;

3) School of Economics and Management, Qinghai Normal University, Xining, 81008, Qinghai, Xining, China)

Abstract Impact of cascade dams on the health of plateau rivers, such as Huangshui River in Qinghai, was analyzed with an index of 12 indicators at the level of hydrology, aquatic ecology, and water ecology. With natural rivers as reference for evaluation criteria, the fuzzy comprehensive health evaluation model was used. Cascade dams were found to drastically change hydrological and water quality characteristics in the damming river section. After damming, river flow velocity and DO decreased by an average of 75% and 12%, respectively, but water depth and water temperature increased by an average of 67% and 50%. COD_{Mn} and BOD indicators in continuous damming areas were found to have decreased by 28% and 21%, respectively. Average TN, TP and TOC increases in water sediments were found to be 40%, 23% and 64%. Changes in hydrology and water quality led to changes in the growth environment of plankton in damming rivers, population structure of phytoplankton and zooplankton underwent significant changes. Types, density and biomass of plankton were found to have increased by 1.7 times, 71 times and 12 times on average. Effect of cascade dams on rivers in dry seasons was found to be 78% higher than in normal and high water periods. Impact on upper dam area was 56% higher than downstream dam area. Small cascade dams were found to have greater impact. We suggest that long-term monitoring and systematic evaluation are urgently needed.

Keywords cascade barrages; plateau river; river health; aquatic ecology

【责任编辑: 刘先勤】