

阡江上游河道整治底质粒径变化 对鱼类群落多样性的影响

杨晓鸽^{1, 2} 范传文¹ 鲍宇轩¹ 金梦¹ 陈敏敏^{1, 2} 于道平^{1, 2} 连玉喜^{1, 21}

(1. 安庆师范大学 生命科学学院, 安徽 安庆 246133;

2. 安庆师范大学水生生物保护与水

生态修复安徽省高等学校工程技术研究中心, 安徽 安庆 246133)

【摘要】: 河床基质为溪流鱼类的重要栖息地。为研究溪流河道整治后基质组成变化对鱼类群落结构产生的影响及其作用机制, 在阡江上游选取急流浅滩与缓流浅滩两种典型溪流生境, 对比分析了两种生境河道整治前后鱼类群落结构的变化及其主要原因。结果表明, 采集鱼类数量由河道整治前的 24 种降低至整治后的 17 种, 但前后不存在显著性差异 ($P > 0.05$); 鱼类群落优势种由河道整治前的 5 种降低至整治后的 3 种。河道整治前鱼类群落的 Shannon-Weiner 指数、Simpson 指数、Margalef 指数和 Pielou 均匀度指数分别为 1.623~2.253, 0.715~0.866, 1.680~3.109 和 0.652~0.813; 整治后分别为 1.120~1.679, 0.528~0.724, 1.444~2.695 和 0.508~0.722。除春季和秋季整治后的 Margalef 指数高于整治前, 其余各季节, 河道整治前的多样性和均匀性指数均要高于整治后 ($P < 0.05$)。主要原因在于河道整治后河床基质粒径及粒径多样性降低、流态减少等使生境异质性降低。因此, 建议在河道整治过程中避免选择性清除大粒径基质及裁弯取直等, 以维持河床基质的多样性, 从而防止或降低施工带来的不利影响。

【关键词】: 鱼类群落 河道整治 生物多样性 生境异质性

【中图分类号】: Q958 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)10-2430-08

河流生态系统是指河流生物群落与大气、河流及底质之间连续进行物质交换和能量传递, 形成结构、功能统一的流水生态单元^[1]。健康的河流生态系统具有为河流生命体提供栖息地, 作为物质循环、能量传递的通道及载体, 以及容纳和降解污染物等生态功能^[2]。然而, 伴随着水质污染、建闸筑坝、采挖河砂、河道萎缩等一系列环境问题, 河流生态功能衰退的问题日益凸显, 河流生态系统健康及其相关研究也日益受到重视。

鱼类群落及其特征常用来作为水生态系统健康的一种指示。在水生态系统中, 鱼类位于食物链的顶端, 并且包含可代表各个营养级的一系列种类, 此外, 鱼类分布广泛, 和一些小型生物相比, 其生活范围较大, 不容易受微环境的影响, 这使得鱼类在评估区域和大尺度环境的差异性上具有绝对优势^[3, 4]。在河流生态系统中, 鱼类具有十分重要的地位与功能, 对于维系生态系统的

作者简介: 杨晓鸽(1987~), 女, 讲师, 主要研究方向为濒危鱼类保护. E-mail: flyingdove2007@163.com; 连玉喜, E-mail: lianyx177@163.com

基金项目: 国家自然科学基金青年项目(31800357; 31902377); 安徽省高等学校自然科学研究项目(KJ2018A0376)

稳定性至关重要。因此，通过研究鱼类群落结构可反映河流生态系统的健康状况。

根据河流连续统概念，生境特征(流量、河宽和底质颗粒大小等)的纵向梯度变化是自然河流的典型特征^[5]。河流生态系统是生物与非生物长期相互作用的结果，河流中的底栖动物、鱼类等水生生物类群受环境变量纵向梯度变化的影响，在不同尺度上也呈现出与环境相适应的特征^[2]。就鱼类群落而言，源头溪流河段多为偏好低温、湍急水流、以着生藻类或底栖动物为食、产粘性卵于石块上发育的类群^[6]。这些类群对外界干扰的抵抗力和恢复力都较低，因而对人类活动非常敏感^[7]。溪流河道整治和采砂等人为活动对溪流地貌与底质的改变非常巨大，目前关于这种变化对底栖生物带来的影响已有大量报道^[8]，国外研究发现溪流河道整治后河床地貌与底质变化会对鱼类群落结构及多样性产生一定影响^[9,10,11]，但目前国内有关此类研究的报道甚少。因此，研究典型溪流河床底质变化对鱼类群落结构的影响及其作用机制，对于保护我国鱼类物种多样性及河流生态系统，都具有十分重要的意义。

1 材料与方法

1.1 研究区域

研究河段位于闽江上游文闪河段(29.836688° N~29.853690° N, 117.353121° E~117.368207° E)(图1)。调查时间为2017和2019年的2、5、8和11月，期间出于防洪目的，该河段于2018年枯水期开展了河道整治，整治方式为河道疏浚与堤岸加固。急流浅滩和缓流浅滩两种典型生境的河床地貌和底质被彻底改变(表1)，其中砂石直径为0.062~2.00mm，砾石直径为2.0~16.0mm，卵石直径为16.0~250.0mm。急流和缓流划分依据为弗劳德数(Fr)，Fr>1时水流为激流，Fr<1时水流为缓流^[12]。下文中分别以JQ和JQZ表示急流浅滩整治前和整治后，以HQ和HQZ表示缓流浅滩整治前和整治后。

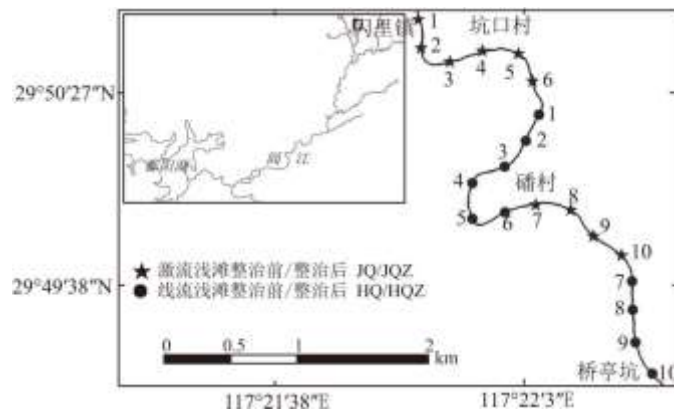


图1 闽江上游河道鱼类取样区域

表1 河道整治前后生境特征变化

	生境	流速(m/s)	水深(m)	弗劳德数	底质
整治前	JQ	>0.3	0.1~0.4	>1.06	卵砾石
	HQ	<0.3	0.1~0.3	<0.88	卵砾石
整治后	JQZ	<0.1	0.2~0.4	<0.68	砂石
	HQZ	<0.1	0.2~0.5	<0.72	砂石

1.2 调查方法

河道整治前在该河段的 JQ 和 HQ 河段各选择 10 个样点, 各样点间距为 200~350m, 调查网具采用地笼, 地笼网规格为 4m(长)×0.25m(宽)×0.20m(高), 网目 2a=0.8cm。平行岸边布设, 当日下午 17:00~18:00 放网, 次日上午 6:00~7:00 收网, 每次调查 3d。采集后的渔获物在新鲜状态下进行鉴定、测量和统计。种类鉴定和生态习性参照《长江鱼类》^[13]和《中国动物志》^[14,15]。测量长度精确到 1mm, 重量精确到 0.1g。河道整治后沿用整治前的样点。鱼类丰度用单位捕捞努力(Catch Per Unit Effort, CPUE)表示, 即每天每条网捕获的个体数量(ind./net*day)。

鱼类调查的同时开展河床基质统计。河床基质粒径的定量描述采用砂卵石计数法, 沿每个地笼调查样点中间截面, 随机选取 100 粒直径超过 4mm 的基质, 测量其中值粒径 D_{50} , 但当直径低于 15mm 基质比例较大时, 先将基质样品过筛^[16]。取 10 个样点的平均值作为底质粗糙度, 其标准差为该底质粒径的异质性。

1.3 数据分析及处理

1.3.1 群落优势种

采用相对重要性指数(Index of Relative Importance, IRI)计算鱼类优势度^[17]。

$$IRI = (N+W) \times F$$

式中: N 为第 i 种鱼的尾数占总尾数的百分比; W 为第 i 种鱼的质量占总质量的百分比; F 为第 i 种鱼出现次数占总调查样点的百分比。将 $IRI \geq 500$ 的物种定为优势种, $100 \leq IRI < 500$ 的物种定为常见种, $10 \leq IRI < 100$ 的物种定为一般种, $IRI < 10$ 物种定为偶见种^[18]。

1.3.2 多样性指数

鱼类多样性采用 Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson 多样性指数、Margalef 丰富度指数和 Pielou 均匀度指数来进行统计与分析^[18,19,20,21], 以反映河道整治前后鱼类群落结构多样性与均匀性的变化情况。计算公式如下:

(1) Shannon-Wiener 指数

$$H = - \sum_{i=1}^s (n_i/N) \ln(n_i/N)$$

(2) Simpson 指数

$$\lambda = 1 - \sum_{i=1}^s (n_i/N)^2$$

(3) Margalef 指数

$$R = (S-1) / \ln N$$

(4)Pielou 指数

$$J = H/H_{max} = H/\ln S$$

式中： n_i 为第 i 个物种数量； N 为群落中所有物种数量； S 为群落中物种种类数量。

河道整治前后各样点或季节的物种数量、多样性指数先进行正态性检验和方差齐性检验，对符合正态分布和具有方差齐性的数据采用两独立样本 T 检验进行统计比较，不符合正态分布或方差不齐的数据采用 Kruskal-Wallis 进行统计检验。本研究所有统计分析全部在 R4.0.2 (R Core Team, 2020)^[23] 中完成。

2 结果与分析

2.1 鱼类种类组成及丰富度

调查共采集鱼类 28 种，计 2382 尾，隶属 3 目 9 科 25 属(表 2)。其中，鲤科种类最多，共 17 属 19 种，占总种数的 67.8%；其余各科种类较少，分别为 1~2 种。从适应生境来看，除麦穗鱼、黑鳍鳊、银鮡、点纹银鮡、棒花鱼、广西鲮、方氏鲮、鲫、泥鳅、波纹鳊、河川沙塘鳢、中华刺鳅适应静水生境或静水、流水生境均能适应外，其余皆为适应急流生境的鱼类^[13]。

所调查鱼类的产卵类型除 4 种鱼类未知，银鮡和波纹鳊产漂流弱粘性卵，其余 22 种鱼类皆产粘性卵，在这些产粘性卵鱼类中，已知有 14 种鱼类产沉性卵^[13,24]，占比达 63.6%(表 2)。

河道整治前后累计采集种类分别为 24 种和 17 种(表 2)。相同河段，整治前采集物种数要高于整治后，但只有秋季存在显著性差异($P < 0.05$)，春季、夏季和冬季均不存在显著性差异。河道整治前后的鱼类丰度，从单位捕捞努力(CPUE)来看，除秋季 HQ 河段整治前的 CPUE 略低于整治后外，其余各季节，JQ 和 HQ 河段整治前 CPUE 均要高于整治后，且存在显著性差异($P < 0.05$)。

2.2 群落优势种变化

根据相对重要性指数(IRI)(表 2)，群落优势种有广西鲮、方氏鲮、光唇鱼、司氏鮡和河川沙塘鳢。(相同河道，整治后群落优势种较整治前减少。JQ 河道整治前优势种为广西鲮、方氏鲮、司氏鮡和河川沙塘鳢，河道整治后 JQ 优势种为方氏鲮和光唇鱼；HQ 河道整治前优势种为广西鲮、方氏鲮、光唇鱼、司氏鮡和河川沙塘鳢，河道整治后 HQ 优势种只有方氏鲮和河川沙塘鳢。

此外，河道整治使部分鱼类优势度降低，JQ 河段整治后 8 种鱼类优势度降低，HQ 河段整治后 7 种鱼类优势度降低，其中司氏鮡直接由优势种或常见种降低为偶见种。一些鱼类则在调查河段整治后消失，其中 JQ 河段整治后采集物种数减少 12 种，HQ 河段整治后采集物种数减少 10 种。与此同时，JQ 和 HQ 河段整治后优势度升高的鱼类分别只有 2 种和 3 种，新采集种类分别为 3 种和 4 种。

2.3 鱼类多样性

调查水域鱼类群落多样性及均匀性在不同季节及河段变幅较大(图 2)。Shannon-Weiner 指数(H)在河道整治前为 1.623~2.253, 秋季>春季、冬季>夏季;河道整治后为 1.120~1.679, 春季、冬季>夏季>秋季。相同河段整治前的 Shannon-Weiner 指数在不同季节都要高于整治后, 且独立样本 T 检验结果显示具有显著性差异(P<0.05)。Simpson 指数(λ)在河道整治前为 0.715~0.866, 秋季>春季>冬季、夏季;河道整治后为 0.528~0.724, 春季>夏季、冬季>秋季。相同河段整治前的 Simpson 指数在不同季节都要高于整治后, 且独立样本 T 检验结果显示具有显著性差异(P<0.05)。Margalef 指数(R)在河道整治前为 1.680~3.109, 秋季>春季、夏季>冬季;河道整治后为 1.444~2.695, 夏季>春季>秋季>冬季。其中, 春季和夏季, 整治后要高于整治前;秋季和冬季, 整治前要高于整治后, 统计结果显示皆具有显著性差异(P<0.05)。Pielou 均匀度指数(J)在河道整治前为 0.652~0.813, 秋季>冬季>春季>夏季;河道整治后为 0.508~0.722, 春季、冬季>秋季>夏季。相同河段整治前的 Pielou 均匀度指数在不同季节都要高于整治后, 且独立样本 T 检验结果显示具有显著性差异(P<0.05)。

表 2 渔获种类组成及产卵类型

物种	产卵类型	相对重要性指数 IRI			
		JQ	HQ	JQZ	HQZ
鲤科					
宽鳍鱲	沉性粘性	177.4	219.5	153.2	102.4
马口鱼	沉性无粘性	12.9	-	-	-
尖头大吻鲈	沉性粘性	14.9	0.5	-	-
似鲮	未知	35.9	33.9	-	-
长麦穗鱼	未知	427.4	295.1	-	-
麦穗鱼	粘性	-	-	-	34.9
小鰾	沉性微粘性	16.3	2	-	-
黑鳍鰾	沉性微粘性	2.6	2.1	1.6	1.4
颌须鰾	沉性微粘性	0.7	-	-	1.4
银鰾	漂流弱粘性	-	0.4	-	14.4
点纹银鰾	未知	9.3	29	1.4	-
棒花鱼	沉性微粘性	1.6	-	-	-
福建小鰾	未知	4.7	47.3	90.8	13.2
似鰾	沉性粘性	1.9	1.6	-	-
广西鱮	粘性	628.8	1130.2	297.3	202.3
方氏鲃	粘性	666.4	716.3	522.7	950.9
光唇鱼	沉性弱粘性	459.4	538	1490.6	176.3

鲫	粘性	-	-	7.7	7.3
光倒刺鲃	沉性微粘性	1.3	-	-	-
鳅科					
泥鳅	弱粘性	-	-	133.7	191.2
平鳍鳅科					
原缨口鳅	沉性弱粘性	302.3	258.5	-	-
鲮科					
切尾拟鲮	沉性粘性	392.8	256.5	26.6	-
司氏鳅	沉性粘性	792.7	351.1	3.5	2.8
鮡科					
福建纹胸鮡	粘性	8.1	44.2	-	-
鮠科					
波纹鳅	漂流弱粘性	-	13.7	-	-
沙塘鳢科					
河川沙塘鳢	沉性粘性	599.4	1150.7	390.2	526.3
刺鳅科					
中华刺鳅	粘性	11.4	2.3	-	79.4
虾虎鱼科					
子陵吻虾虎鱼	粘性	-	-	1.6	-

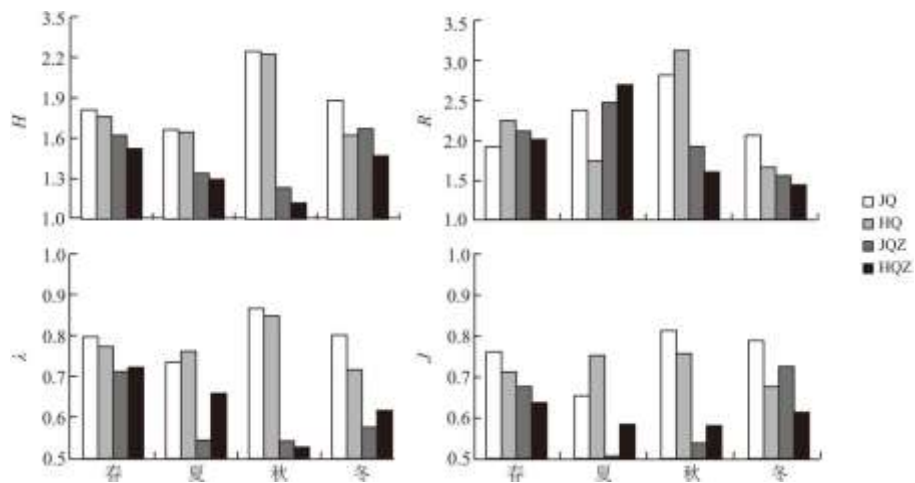


图 2 河道整治前后鱼类物种多样性

2.4 底质粒径及多样性

调查水域河道整治前后基质组成和粒径变化较大。整治前河床基质主要由漂石和卵砾石构成，整治后河床基质主要由砂石构成，整治后基质粒径减小，河床粗糙率降低(图 3)，分别对相同河段整治前后基质粒径进行独立样本 t 检验，结果表明整治前后均存在显著性差异($P < 0.05$)。整治后基质粒径范围变小，异质性大幅降低，JQ、HQ、JQZ 和 HQZ 的基质粒径异质性分别为 36.3、23.9、5.4 和 5.0。

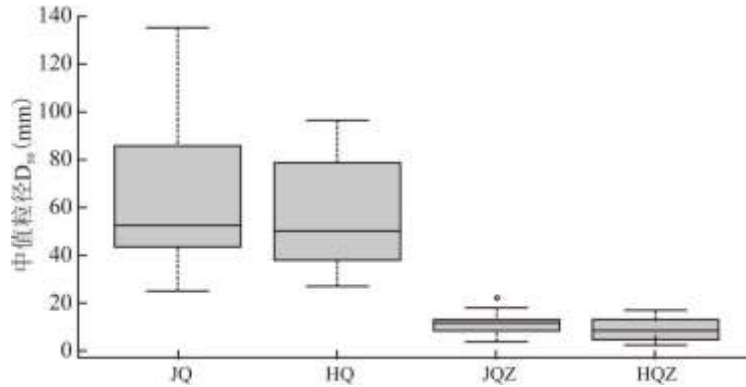


图 3 河道整治前后河床基质粒径

(JQ-急流浅滩整治前，HQ-缓流浅滩整治前，JQZ-急流浅滩整治后，HQZ-缓流浅滩整治后)

3 讨论

3.1 河道整治后鱼类群落结构的变化

河道整治后鱼类群落在多个方面产生了变化，首先是采集物种和优势种数量的减少，所采集鱼类由河道整治前的 24 种降低为整治后的 17 种，优势种由整治前的 5 种降低为整治后的 3 种。鱼类物种多样性和均匀性在河道整治后也呈现出降低的趋势。物种多样性、均匀性的降低主要与生境异质性降低有关。栖息地多样性和复杂性越高，鱼类多样性及群落稳定性也相对较高^[25,26,27]。整治前的自然河段是浅滩与深潭交错排列，河床基质组成复杂(粒径多样性由整治前 23.9~36.3 降低至整治后 5.0~5.4)，流态多样，营造出适宜多种水生生物栖居的环境，整治后河道沟渠化，河床基质均质化，糙率下降，自然跌水减少，流态简单化。Shields 等^[28]研究美国东南部的一些河流发现，河道清理后生境异质性和生物多样性都显著降低。由于整治后流速的降低(表 1)，鱼类群落的生态类型组成也发生了较大变化，整治前适应急流生境的鱼类 13 种，占比 54.2%，整治后只有 7 种，占比降低至 41.1%，这种变化同样体现在优势种，如急流性鱼类司氏鮡和光唇鱼优势度的降低。与整治后的河道相比，整治前的浅滩河道饵料资源更加丰富，澳大利亚东南部袋鼠河的急流生境中，大多数大型无脊椎动物更偏好浅滩湍流水域^[29]。溪流急流性鱼类在长期进化过程中形成的体型更有利于在雷诺数高的紊流中克服阻力，获得充足的氧气与食物^[2]。此外，从 CPUE 的变化也在一定程度上反映出物种丰度的降低。除秋季 HQ 河段整治前的 CPUE 略低于整治后外，其余各季节，调查河段整治前 CPUE 均要高于整治后。推测也与饵料资源丰富度降低有关，河床基质粒径大且多样性高的河床，底栖生物群落多样性和丰度也都更高^[30,31]，河流整治后导致作为鱼类饵料的无脊椎动物生物量降低，鱼类生物量也随之减小。

3.2 河道整治影响鱼类群落的作用方式

河流生态系统中,河床基质可为水生动物提供多样的栖息地,也是鱼类觅食、避敌、产卵和育幼的重要场所^[32]。河床底质变化对鱼类群落产生影响主要通过以下几种方式。首先是生产力,河床地貌与底质组成是水流与泥沙长期相互作用达到的一种动态平衡,就底质颗粒大小来说,水流速度决定了该河段的基质粒径^[33]。人工整治河道会打破和降低这种平衡,河流需重新调整分配以达到新的输沙平衡。而通常在稳定的河床基质上,周丛藻类和生物膜具有较高的生产力,无脊椎动物的生物量和多样性也更大^[34]。

其次,溪流河道整治会降低河流的生境异质性。溪流河道整治出于防洪考虑,使排水通畅,往往会裁弯取直,平整和拓宽河道。水流顺蜿蜒的河道容易形成漩涡流和表层涡流等多种流态,不同鱼类或同种鱼类在其生活史的不同阶段对流态有着特殊要求,如鲑鱼和“四大家鱼”^[35,36],而整治后河流渠化和蜿蜒度的降低会使流态复杂性降低。由于床质粒径分级,自然溪流的典型特征是急流浅滩与深潭交错排列^[2],而人工整治使河床平整化,树木残骸等被清理,生境异质性降低。自然河流中,鱼类物种多样性与河流生境异质性呈正相关性的^[37]。

再就是河床巨砾和卵石的减少使河床糙率降低。自然河流中河床基质粒径取决于水流的搬运能力和两岸山坡倾泻入河道的基质特性,根据颗粒的大小以及有机质的多寡大体可分为巨砾、卵石、碎石、砂石和淤泥^[33]。由于粗砂和细砂的底质最不稳定,通常生物量最低,而非均质的,具有大型卵石和巨砾的粗糙河床可以为水生生物提供理想的隐蔽场所^[38]。研究发现,水流在经过巨砾时其后方形成的绕流有利于维持更适宜水的栖居环境,因而物种丰富度和生物量也更高^[39]。因此,作为水生生物栖息地的河床,其基质粒径范围越大,异质性越高,生物种类越丰富^[30]。河床基质对于很多淡水鱼类的繁殖活动也非常重要,尤其是产沉粘性卵的鱼类。因为产出的卵要防止被其他动物取食,在孵化过程还需要充足的氧气,因此砾石和卵石最为适宜,粗糙的砾卵石河床是溪流鱼类优良的产卵区^[2]。研究水域产沉粘性卵鱼类由整治前的18种降低为整治后的14种,正是河床基质改变促成了物种组成的变化。事实上,河床基质较小且均一的河流,其生物多样性和丰度并不高,随着基质增大至卵砾石粒径时,河流生物群落多样性和丰度都增大^[30,31]。

4 结论与建议

溪流河道整治对于鱼类群落乃至河流生态系统的影响是复杂和多样的,主要取决于河道整治的方式和规模,河床形态和底质改变的程度。河道整治带来的河床渠化会导致生境多样性的降低,短时间鱼类物种数量、多样性和均匀度受此影响也都会降低,但河流生态系统本身对外界干扰的抵抗力与恢复力,以及洪水作用携带的推移质可在一定程度上修复河床,但鱼类群落的恢复程度还有待研究。

生物多样性保护的关键措施之一是栖息地保护。对于溪流鱼类来说,河床底质是其栖息、觅食、避敌、产卵和育幼的重要场所。因此,在溪流河道整治过程中,建议遵循以下几方面原则:河床是众多溪流性鱼类的产卵场,应尽量避免在鱼类繁殖和洄游等重要生活史阶段进行河道整治;其次,鱼类多样性及群落结构的稳定性与栖息地多样性和复杂性密切相关^[25,26],因此在河道整治过程中应避免选择性清除大粒径的卵砾石基质及基岩,以保持河床基质的多样性;自然溪流由蜿蜒曲折的浅滩与深潭交错排列而成,整治过程应尽量避免裁弯取直及均质化,尤其应避免河床固化。河道整治带来的生态影响是有条件的,可综合运用河流生态学与水文动力学等知识,合理规划与施工,将人为干扰限定在河流生态系统的承载范围之内^[40,41]。

参考文献:

[1]赵银军,魏开湄,丁爱中.河流功能及其与河流生态系统服务功能对比研究[J].水电能源科学,2013(1):72-75.

[2]ALLAN J D,CASTILLO M M.Stream ecology:Structure and function of running waters:Second edition[J].Netherlands:Springer,2007.

-
- [3]KARR J R. Assessment of biotic integrity using fish communities[J]. Fisheries, 1981, 6(6):21-27.
- [4]LYONS J, SONIA N P, COCHRAN P A, et al. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico[J]. Conservation Biology, 2010, 9(3):569-584.
- [5]VANNOTE R L. The river continuum concept[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1980, 37:130-137.
- [6]SCHLOSSER I J. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: Implications for environmental management and assessment[J]. Environmental Management, 1990, 4(5):621-628.
- [7]BUISSON L, GRENOUILLET G. Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient[J]. Diversity and Distributions, 2009, 15(4):613-626.
- [8]段学花, 王兆印, 田世民. 河床底质对大型底栖动物多样性影响的野外试验[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2007, 47(9):1553-1556.
- [9]FISCHER J, PAUKERT C, DANIELS M. Fish community response to habitat alteration: Impacts of sand dredging in the Kansas River[J]. Transactions of the American Fisheries Society, 2012, 141(6):1532-1544.
- [10]DANNY J, ELBERT, et al. Response of fish communities to habitat alteration in a Small Ozark Stream[J]. Journal of the Arkansas Academy of Science, 1988, 42(1).
- [11]FREEDMAN J A, CARLINE R F, STAUFFER J R. Gravel dredging alters diversity and structure of riverine fish assemblages[J]. Freshwater Biology, 2013, 58(2):261-274.
- [12]DAVIS J A, BARMUTA L A. An ecologically useful classification of mean and near-bed flows in streams and rivers[J]. Freshwater Biology, 2010, 21(2):271-282.
- [13]湖北省水生生物研究所鱼类研究室[M]. 长江鱼类. 北京: 科学出版社, 1976.
- [14]陈宜瑜. 中国动物志硬骨鱼纲鲤形目(中卷)[M]. 北京: 科学出版社, 1998.
- [15]乐佩琦. 中国动物志硬骨鱼纲鲤形目(下卷)[M]. 北京: 科学出版社, 2000.
- [16]WOLMAN M G. A method of sampling coarse river-bed material[J]. Transactions of the American Geophysical Union, 1954, 35(6):951-956.
- [17]PINKAS L, OLIPHANT M S, IVERSON L K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters[J]. California Department of Fish and Game Fish Bulletin, 1971, 152:1-105.
- [18]陈国宝, 李永振, 陈新军. 南海主要珊瑚礁水域的鱼类物种多样性研究[J]. 生物多样性, 2007, 15(4):373-381.

-
- [19] SHANNON C E, WEAVER W. The mathematical theory of communication: Theory of communication[M]. Urbana: University of Illinois Press, 1949.
- [20] SIMPSON E H. Measurement of diversity[J]. Nature, 1949, 163(4148):688.
- [21] MARGALEF R. Information theory in ecology[J]. General System Yearbook, 1958, 3, 36-71.
- [22] PIELOU E C. Ecological Diversity[J]. New York: Wiley, 1975:1-165.
- [23] R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing[J]. R Foundation for Statistical Computing, (2020), Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- [24] 张轶超, 乔晔, 常剑波. 长江鱼类繁殖共位群划分的初步研究[J]. 长江流域资源与环境, 2011(4):410-415.
- [25] GORMAN O T, KARR J R. Habitat structure and stream fish communities[J]. Ecology, 1978, 59(3):507-515.
- [26] SOPHIA I P, ROBERT W B, DOUGLAS M, et al. Comparative environmental assessment in the studies of Benthic Diatom, Macroinvertebrate, and Fish Communities[J]. International Review of Hydrobiology, 2004, 89(2):121-138.
- [27] 董哲仁. 河流形态多样性与生物群落多样性[J]. 水利学报, 2003, 34(11):1-6.
- [28] SHIELDS F D JR, SMITH R H. Effects of large woody debris removal on physical characteristics of a sand-bed river[J]. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 1992, 2(2):145-163.
- [29] BROOKS A J, HAEUSLER T, REINFELDS I, et al. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles[J]. Freshwater Biology, 2005, 50(2):331-344.
- [30] DESCLOUX S, DA TT, MARMONIER P. Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmation by fine sediment[J]. Aquatic Sciences, 2013, 75(4):493-507.
- [31] MBAKA J G, MWANIKI M W. A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates[J]. Environmental Reviews, 2015, 23(3):257-262.
- [32] 刘建康. 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社, 1999.
- [33] BLEICH M E, MORTATI A, ANDRE T, et al. Structural dynamics of pristine headwater streams from Southern Brazilian Amazon[J]. River Research & Applications, 2016, 32(3):473-482.
- [34] MATTHAEI C D, PEACOCK K A, TOWNSEND C R. Stable surface stones as refugia for invertebrates during disturbance in a New Zealand stream[J]. Journal of the North American Benthological Society, 2000, 19:82-93.
- [35] 易伯鲁, 余志堂, 梁秩燊. 葛洲坝水利枢纽与长江四大家鱼[M]. 武汉: 湖北科学技术出版社, 1988.

-
- [36] CROWDER D W, DIPLAS P. Vorticity and circulation: Spatial metrics for evaluating flow complexity in stream habitats[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2000, 59(4): 633-645.
- [37] SMITH J M, MATHER M E. Beaver dams maintain fish biodiversity by increasing habitat heterogeneity throughout a low-gradient stream network[J]. Freshwater Biology, 2013, 58(7): 1523-1538.
- [38] BERGEY E A. How protective are refuges? Quantifying algal protection in rock crevices[J]. Freshwater Biology, 2005, 50(7): 1163-1177.
- [39] BOUCKAERT F W, DAVIS A J. Microflow regimes and the distribution of macroinvertebrates around stream boulders[J]. Freshwater Biology, 1998, 40(1): 77-86.
- [40] KONDLOF G M. Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels[J]. Environmental Management, 1997, 21(4): 533-551.
- [41] RINALDI M, WYZGA B, SURIAN N. Sediment mining in alluvial channels: Physical effects and management perspectives[J]. River Research and Applications, 2005, 21(7): 805-828.