

· 特约来稿 ·

DOI:10.3969/j.issn.1674-6732.2021.02.001

浙江浦阳江大型底栖无脊椎动物物种多样性和生态功能恢复研究

盛天进¹, EVANCE MBAO¹, 吴聪¹, 郑帅帅², 徐旻², 王备新^{1*}

(1. 南京农业大学植物保护学院, 江苏 南京 210095; 2. 浦江县环境监测中心, 浙江 金华 322200)

摘要:为科学评估河流修复效果, 研究修复河流中底栖动物物种多样性和生态功能恢复特征, 以浙江省浦江县浦阳江干流为研究对象, 分别对2个近自然河段、2个城区修复河段和3个郊区修复河段在修复后1, 3, 4和5年的水质和底栖动物恢复状况进行调查。采用广义最小二乘法 (GLS) 模型探索底栖动物物种多样性 (总物种丰富度、EPT 丰富度和 Shannon-Wiener 多样性指数) 和功能多样性 [功能丰富度、功能均匀度和 Rao 的二次熵指数 (RaoQ)] 与恢复年份和修复河段类型的相关性。结果表明, 修复后河流的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 浓度显著低于修复前 ($p < 0.001$), 修复河段和整个调查河段的底栖动物物种多样性和功能多样性总体上随恢复年份的增加呈上升趋势。GLS 模型分析结果表明, 相对于修复河段类型, 修复年份对河流修复效果起着更为重要的作用, 此外, 郊区河段对修复后 RaoQ 功能多样性指数的改变作用显著 ($p < 0.001$)。提出, 修复河段底栖动物多样性的恢复与恢复年份和河段受到的干扰类型密切相关。

关键词:底栖动物; 河流恢复; 物种多样性; 功能多样性; 广义最小二乘法; 浦阳江

中图分类号: X513; X820.4

文献标志码: A

文章编号: 1674-6732(2021)02-0001-08

A Study on Recovery of Macroinvertebrate Species Diversity and Ecological Function in Puyangjiang River, Zhejiang Province

SHENG Tian-jin¹, EVANCE MBAO¹, WU Cong¹, ZHENG Shuai-shuai², XU Min², WANG Bei-xin^{1*}

(1. College of Plant Protection, Nanjing Agricultural University, Nanjing, Jiangsu 210095, China; 2. Puyangjiang Environmental Monitoring Center, Jinhua, Zhejiang 322200, China)

Abstract: Puyangjiang river, which locates in Zhejiang Province, was chosen as research object to scientifically evaluate the effect of river restoration, and to study macroinvertebrates species diversity and ecological function restoration characteristics. The research focused on the water quality and the restoration status of benthos of the surveyed reaches, including 2 near-natural reaches, 2 restored reaches in urban area and 3 restored reaches in rural area, and 1 year, 3 years, 4 years and 5 years later after the involved sections were restored. Generalized least squares (GLS) model was adopted to study how the Benthic animal species diversity (total species richness, EPT richness and Shannon Wiener diversity) and functional diversity indices (functional richness, functional evenness and Rao's quadratic entropy index) is correlated with recovery years and the types of restored reach. Our results revealed the concentration of $\text{NH}_3\text{-N}$ and TP after restoration was significantly improved ($p < 0.001$) and the species diversity and functional diversity of benthic communities enhanced in the restored reaches and the whole surveyed stream segment with increase of restoration years. Moreover, GLS model demonstrated that the years of restoration played a more important role than the types of restoration in the effect of river restoration, and suburban reach played a significant and positive role in RaoQ ($p < 0.001$). Our study indicates the restoration years and types of disturbance are two important factors that affect recovery of macroinvertebrate species diversity and functional diversity in restored reaches.

Key words: Benthic macroinvertebrate; Stream restoration; Species diversity; Functional diversity; GLS; Puyangjiang River

收稿日期: 2020-10-12; 修订日期: 2020-11-21

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (41771052)

作者简介: 盛天进 (1996-), 男, 硕士在读, 研究方向为河流生态修复评价。

* 通讯作者: 王备新 E-mail: wangbeixin@njau.edu.cn

0 前言

河流是地球上重要的水生生物栖息地,在地球表面的覆盖率不足 1%,却孕育了全球 10% 的生物^[1],同时河流也是受污染和人类活动干扰最严重的水生态系统之一^[2-3]。自 20 世纪以来,生活和工业污水排放、河流库坝工程建设、水资源过度开采和河流渠道化直接影响了河流物理生境、化学和生物完整性,导致河流生态系统功能和服务功能退化^[4]。修复受损河流生态系统成为世界各国重要的生态恢复实践内容之一。为恢复河流受损的生态和服务功能,1990—2003 年仅美国就实施了 37 000 多个河流修复项目^[5]。Szalkiewicz 等^[6]对来自欧盟 19 个国家的 119 个河流修复项目研究发现,恢复 1 km² 河流生态系统的平均成本约 3 100 万欧元。Yu 等^[7]预测,2020 年黑龙江、吉林和内蒙古仅工业废水投资成本分别需要 73.9、3.07 和 1.82 亿元。随着河流修复项目数量和关注度的日益增加,如何科学评价恢复效果和恢复目标的实现与否,包括评价指标、评价标准和评价时间设定等,是当前河流环境管理工作的重要内容之一。

底栖动物是广泛应用于评价水生态质量的主要生物类群,也是评价河流生态恢复实践效果的重要生物类群,但选择何种指标开展评价,仍在不断的摸索之中。如 Rubin 等^[8]在分析了 2010 年前发表的 26 篇文献后,统计出群落多度与密度、物种丰富度、多样性指数和群落组成是最常用于评价河流恢复成功与否的指标。但是近年来,群落物种性状与群落功能多样性开始逐渐成为河流恢复评价指标的重要组成部分,一方面对于恢复的响应更直接,另一方面是能部分地反映生态系统功能的恢复^[9]。同时 England 等^[10]认为群落物种指标、物种性状与功能指标的联合使用才能科学地评价河流是否成功恢复。

位于浙江省浦江县的浦阳江在 2013 年以前的水质等级为污染严重的劣 V 类,水生态功能基本丧失。为恢复浦阳江河流健康,2013—2016 年浦江县政府累计投入 50 多亿元,通过工业和生活污染源控制、农村和畜禽养殖污染控制和河道生态修复等手段,浦阳江的水质和水生态环境质量得到了明显改善。现基于 2016—2020 年浦江县城境内的浦阳江上游近自然河段、城区修复河段和郊区修复河段底栖动物监测数据,分析底栖动物群落组成与功能的恢复动态变化以及影响底栖动物群落组成与功

能变化的驱动因子,揭示生态恢复前(2011—2013 年)与恢复后(2016—2020 年)河流水质恢复效果,以期为浦阳江及类似修复河流的管理和修复效果评估提供科学依据和参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

浦阳江流域地处浙江省中部,为浦江县最大水系,属钱塘江一级支流,发源于浦江县的天灵岩南麓,经浦江县流入诸暨市的安华水库,直至萧山闻家堰汇入钱塘江。浦阳江流域为亚热带季风气候,年均降水量为 1 512.8 mm,其主干流长 49.61 km,流域面积 492.62 km²。浦阳江干流上游主要为林业用地,中游段流经浦江县城,下游段两岸基本为果园和农田,部分为苗圃。

1.2 采样点位

在浦阳江干流上共设置 7 个调查样点,采样点位分布见图 1。其中:2 个样点位于干流上游近自然河段(N1 和 N2),2 个样点位于中游城区修复河段(U1 和 U2),3 个样点位于下游郊区修复河段(S1、S2 和 S3)。上游河段是浦阳江流域受人类活动最小的河段,水质通常在 II 类,河道生境近自然;干流中下游的城区和郊区河段则是生态修复的重点区域,并于 2016 年完成了清淤、河道生境重建和生态护岸等修复工作。

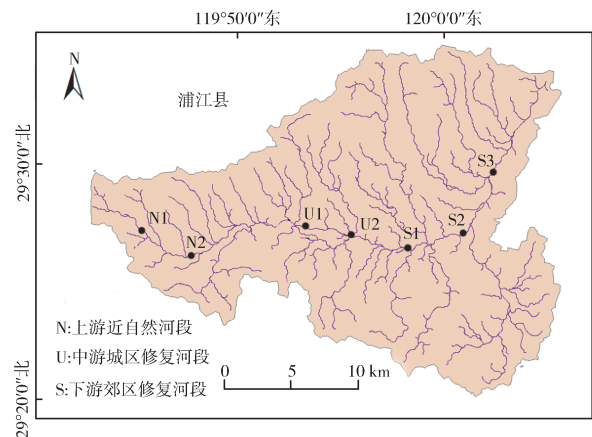


图 1 浦阳江流域采样点位分布

1.3 环境指标和底栖动物

1.3.1 环境指标测定

从浦江县城环境监测中心获取 2011—2013 年浦阳江中下游河段不同采样点位的总磷(TP)和氨氮

($\text{NH}_3 - \text{N}$) 数据, 并计算每年的平均值。2016—2020 年每年开展 1 次野外采样(2018 和 2020 年水样未采集, 2017 年底栖生物数据缺失), 每个采样点位采集急流生境水样 600 mL, 密封并低温保存在黑暗条件下。水样送至实验室, 严格参照《水和废水监测分析方法(第四版)》^[11] 测定 $\rho(\text{TP})$ 和 $\rho(\text{NH}_3 - \text{N})$ 。用中下游 5 个采样点位的数据计算 2016、2017 和 2019 年 TP 和 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的年均值。

1.3.2 底栖动物采集与鉴定

2016—2020 年, 在 100 m 的采样河段内, 采用多生境采样法采集 20 个 D 形网样方, 样方按 100 m 河段生境类型(急流、缓流、地质组成和水生植被等)的出现比例分配^[12]。每个 D 型网(底边宽 30 cm, 60 目孔径)采集面积为 0.09 m², 每个河段的总采样面积为 1.8 m²。所有样方去除大石块和枯枝落叶, 经 40 目孔径分样筛洗净后合成一个样本, 保存在 95% 酒精或 5% ~ 8% 的甲醛溶液中。在实验室中对每个样本的底栖动物进行挑拣、计数, 并鉴定到尽可能低的分类单元, 绝大多数物种鉴定到属或种, 少数类群进行了较粗的分类鉴定(寡毛和涡虫到纲级, 部分鞘翅目和全部半翅目到科级^[13-14])。

1.4 数据处理与分析

1.4.1 物种多样性和功能多样性

选择总物种丰富度、蜉蝣目 + 襁翅目 + 毛翅目(EPT)丰富度和香农-维纳多样性指数(H')表征底栖群落物种多样性特征, 计算公式如下:

$$H' = - \sum (n_i/N) \log_2(n_i/N) \quad (1)$$

式中: n_i ——第 i 个分类单元个体数; N ——样品中底栖动物总个体数。

选择功能丰富度指数(Functional Richness, FRic)、功能均匀度指数(Functional Evenness, FEve)和 Rao 的二次熵指数(Rao's Quadratic Entropy, RaoQ)表征底栖群落功能多样性特征。FRic 代表物种占据功能性状的空间量, FRic 值越大说明该生物性状占据的对应生态位越多^[15]; FEve 描述的是物种所占据的整个功能空间内丰度分布的均匀度, 较低的 FEve 值说明生态系统的生态位没有得到充分利用^[16]; RaoQ 值包含关于功能空间和物种相对丰度的综合信息^[17], 反应功能多样性中的功能离散度^[18], 计算公式如下:

$$\text{FRic} = \frac{SF_{ci}}{R_c} \quad (2)$$

式中: SF_{ci} ——群落中物种所占据的生态位空

间; R_c ——所有群落中性状 c 占据生态位空间^[16]。

$$\text{dist}(i, j) = \sqrt{(a_i - a_j)^2 + (b_i - b_j)^2 + \dots + (m_i - m_j)^2} \quad (3)$$

$$\text{EW}_l = \frac{\text{dist}(i, j)}{w_i + w_j} \quad (4)$$

$$\text{PEW}_l = \frac{\text{EW}_l}{s-1} \quad (5)$$

$$\text{FEve} = \frac{\sum_{l=1}^{s-1} \min(\text{PEW}_l, \frac{1}{s-1}) - \frac{1}{s-1}}{1 - \frac{1}{s-1}} \quad (6)$$

式中: $\text{dist}(i, j)$ ——物种 i 和物种 j 之间的欧氏距离; $a-m$ ——多维性状空间中物种 i 和 j 的功能性状; EW_l ——分支长; w_i, w_j ——分别为物种 i 和物种 j 的相对丰度; PEW_l ——分支权重; S ——物种数^[19]。

$$\text{RaoQ} = \sum_{i=1}^{s-1} \sum_{j=i+1}^s d_{ij} P_i P_j \quad (7)$$

式中: d_{ij} ——物种 i 和 j 功能特征间的距离; P_i, P_j ——分别为物种 i 和 j 在样点中的相对多度; S ——样点中的物种数目^[20]。

其中功能性状选取庇护所材料(无庇护所、复合网状、细颗粒和木头、叶片)、外骨骼保护性结构(虫体柔软、轻微骨化、骨化良好)、呼吸方式(体壁、枝状鳃、气氧呼吸)、体长、体型(流线型、非流线型)、底质选择(沉积性底质、沉积性和冲刷型底质、冲刷型底质)、运动习性(掘穴者、攀爬者、匍匐者、附着者、游泳者、滑行者)、取食类型(集食者、滤食者、刮食者、捕食者、撕食者)8 个生态学参数进行表征^[21]。

1.4.2 统计分析

使用广义最小二乘法^[22](Generalized Least-Square, GLS)识别底栖动物物种与功能恢复是否与修复河段(城区和郊区)有关。GLS 是一种广义线性回归方法, 用于处理重复测量数据, 并允许模型误差具有不等方差或在观测值之间相互关联。

在包含 2 个解释变量(恢复时间即年份和恢复类型)的模型上使用限制最大似然比(Restricted Maximum Likelihood, REML)来评估每个物种和功能参数中几个可能的残差方差和相关结构, 使用最小赤池系数(Akaike Information Criterion, AIC)选择最佳残差方差结构^[18], 随后通过似然比检验(L-ratio)确定不同残差方差结构之间的差异程度。修

复前后的 $\rho(\text{TP})$ 和 $\rho(\text{NH}_3 - \text{N})$ 用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 进行显著性差异检验。

基础数据分析在 Excel 中完成, 环境理化数据、底栖群落物种和功能指数制图在 GraphPad Prism 8 进行, 在 R 语言 (版本号 3.6.3) 中, 通过 FD 功能包中的 dbFD 功能计算功能多样性指数, nlme 包进行 GLS 分析。

2 结果分析

2.1 环境因子

根据国家《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)^[23], 修复前的 TP 属于 IV—劣 V 类, $\text{NH}_3 - \text{N}$ 属于劣 V 类水; 修复后的 TP、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 均属于 II—III 类。单因素方差分析表明, 修复后的 $\rho(\text{TP})$ ($p < 0.001$) 和 $\rho(\text{NH}_3 - \text{N})$ ($p < 0.001$) 均显著低于修复前, 见图 2(a)(b)。

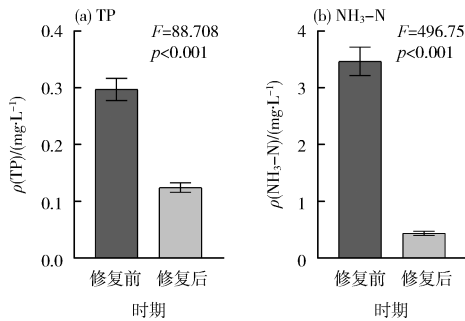


图 2 浦阳江流域修复河段修复前后 $\rho(\text{TP})$ 和 $\rho(\text{NH}_3 - \text{N})$

2.2 底栖动物群落组成

4 次调查共采集到 27 630 头大型底栖无脊椎动物, 鉴定出 4 门 7 纲 18 目 73 科 152 属 171 个分类单元。昆虫纲多样性最高 (141 个分类单元, 85.26%), 其次为腹足纲 (13 个分类单元, 5.19%)。2016—2020 年物种丰富度总体呈逐年上升趋势, 2016 年为 51 个分类单元, 2018—2020 年分别为 76, 98 和 76 个分类单元。从优势物种看, 2016, 2019 和 2020 年均均为细蜉属 (*Caenis* sp.), 2018 年为米虾属 (*Caridina* sp.)。

2.3 底栖动物物种多样性与生态功能恢复

2.3.1 物种多样性的恢复

2016—2020 年, 浦阳江上游河段和修复河段物种多样性统计结果见图 3(a)(b)(c)。修复河段 (城区和郊区) 和上游近自然河段的物种丰富度、EPT 丰富度和 H' 指数均呈上升趋势, 但修复河段的值均低于

上游河段。GLS 模型分析结果见表 2, 与 2016 年相比, 2018—2020 年群落物种结构多样性年际间值的上升趋势是显著的, 如物种丰富度 ($p < 0.001$)、EPT 丰富度 ($p = 0.005$) 和 H' 指数 ($p = 0.045$), 而年际间的显著变化与近自然河段 ($p < 0.001$) 和郊区修复河段 ($p > 0.38$) 年际间的变化有关。

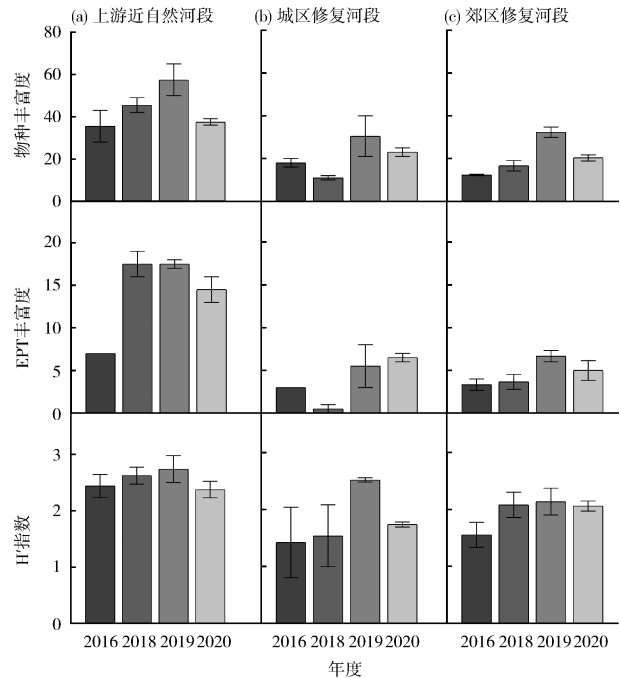


图 3 上游河段和修复河段 2016—2020 年物种多样性

表 2 GLS 模型中固定变量 (恢复年份和修复河段) 与物种多样性的相关性^①

指数	L-ratio	年份和河段	标准误差	t	p
物种丰富度	3.55	截距	2.87	4.55	0.00
		2018	2.29	1.60	0.12
		2019	2.29	8.46	0.00
		2020	2.29	3.12	0.01
		郊区修复河段	2.66	0.08	0.94
		近自然河段	3.69	6.34	0.00
H' 指数	无	截距	0.19	7.85	0.00
		2018	0.21	1.47	0.16
		2019	0.21	3.07	0.01
		2020	0.21	1.36	0.19
		郊区修复河段	0.18	0.85	0.40
		近自然河段	0.20	3.75	0.00
EPT 丰富度	4.03	截距	0.99	2.31	0.03
		2018	1.02	0.32	0.75
		2019	1.02	3.51	0.00
		2020	1.02	2.37	0.03
		郊区修复河段	0.88	0.90	0.38
		近自然河段	1.66	6.17	0.00

①加黑数据表示显著性相关。

2.3.2 功能多样性的恢复

2016—2020 年,浦阳江上游河段和修复河段功能多样性统计结果见图 4(a)(b)(c)。近自然河段、修复河段的功能多样性指数从 2016—2020 年总体上呈上升趋势,其中 FRic 近自然河段高于修复河段,但是 FEve 近自然河段低于修复河段。RaoQ 指数中,近自然河段略高于城区修复河段,在 2018 和 2020 年则略低于郊区修复河段。GLS 模型分析结果见表 3,与 2016 年相比,2019—2020 年 FRic、FEve 和 RaoQ 指数的总体上升趋势显著($p < 0.01$),这种变化的机制在不同指数间略有差异,FRic 主要与近自然河段有关($p < 0.001$),RaoQ 指数则同时与郊区修复河段($p < 0.001$)和近自然河段($p < 0.01$)显著相关。

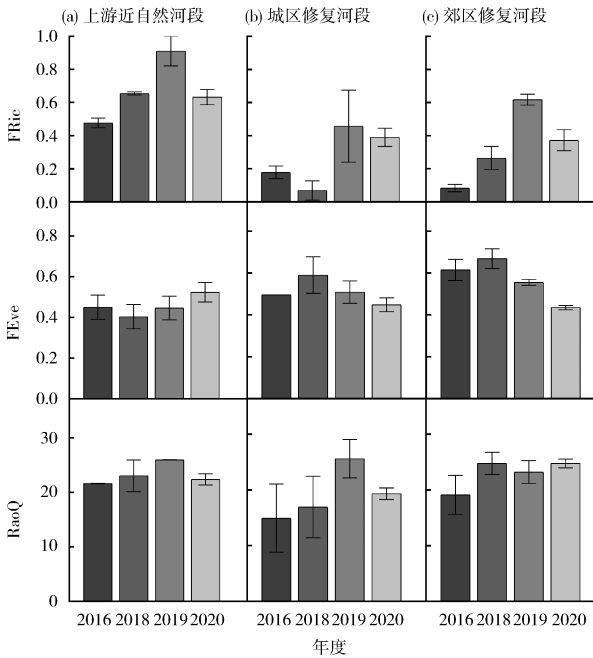


图 4 上游河段和修复河段 2016—2020 年功能多样性

3 讨论

3.1 浦阳江修复后水质的改善

生态修复后的浦阳江水质得到了明显改善,无论城区还是郊区修复河段的 TP 和 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 均分别从《GB 3838—2002》的 IV 类和劣 V 类提升到 II 类和 III 类,预示生态修复后的浦阳江水质得到了有效改善,这可能得益于浦阳江修复是在全流域层面开展的。浦阳江的修复措施主要包括修复河段排污口整治,建立污水处理厂,关停并整治排污较严

表 3 GLS 模型中固定变量(恢复年份和修复河段)与每个功能多样性的相关性^①

变量参数	L - ratio	年份和河段	标准误差	t	p
FRic	0.72	截距	31.18	0.89	0.39
		2018	21.94	3.22	0.00
		2019	21.94	9.58	0.00
		2020	21.94	4.57	0.00
		郊区修复河段	30.26	0.90	0.38
		近自然河段	30.48	5.78	0.00
		FEve	23.26	截距	0.00
		2018	0.04	2.43	0.02
		2019	0.03	0.37	0.71
		2020	0.03	-3.96	0.00
		郊区修复河段	0.03	1.90	0.07
		近自然河段	0.04	-1.58	0.13
RaoQ	25.77	截距	1.22	14.71	0.00
		2018	1.52	0.96	0.35
		2019	0.06	71.78	0.00
		2020	0.91	1.61	0.12
		郊区修复河段	1.16	4.31	0.00
		近自然河段	1.21	3.09	0.01

①加黑数据表示显著性相关。

重的水晶加工厂,雨污分流及水生植被恢复措施等,有效防止了城区和郊区河段附近点源和面源的污染,降低了污染源的输入。刘朔孺等^[24]认为城镇化发展导致不透水表面积增加,降低了城镇土壤的保水能力和透水性,造成大部分污染物不能随水下渗到地下,而是直接带着地表污染物随雨水等汇入河道,对河流生态环境造成明显的负面影响。修复后高浓度污染物的显著降低(如 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 和 TP),也可能归因于浦阳江大面积人工湿地的建设和完善的污水处理系统,清除了水体中的氮、磷等物质,这与 Yang 等^[25]的观点一致。

3.2 底栖动物物种多样性和生态功能恢复

从底栖动物组成来看,2016,2018—2020 年,每年的水生昆虫多样性均最高,但所占比例有所不同,分别占总物种数的 73.54%,81.58%,75.51%和 91.93%,这与其他研究结果一致^[26-28]。而随着修复年份的增加,非水生昆虫(寡毛纲、涡虫纲、水蛭纲、腹足纲和甲壳纲)所占比例有所下降,这可能是因为非水生昆虫受到扩散限制,而具有陆生阶段的水生昆虫有较强扩散能力。Milner 等^[29]研究发现毛翅目、蜉蝣目和摇蚊科等成虫具有飞行能力的水生昆虫具有强大的扩散能力,通常在栖息地重建后的短时间内达到,而非水生昆虫则至少需要 20 年的时间才能定居。另有研究发现,一些非水

生昆虫如寡毛类及软体动物则多出现在淤泥及泥沙底质中,水生昆虫则主要分布在底质为砂砾及大卵石、河岸植被较丰富、人为干扰较少和河流流速快的较好生境类型中^[30]。修复后的浦阳江流域底质以卵石和砾石为主,可能促进了水生昆虫生物多样性的上升。不同修复年份的物种多样性和功能多样统计结果见表 4。由表 4 可知,在 4 年的监测时间内,浦阳江流域修复河段的生境质量不断改善,大型底栖无脊椎动物物种和功能多样性均呈现随修复年限增加而改善的趋势。EPT 分类群是包括土地覆盖、基质质量和水质等在内的多尺度环境压力敏感指标,并已被广泛用作河流生物状况的衡量标准。在浦阳江进行修复后,代表清洁型水质的 EPT 丰富度随着时间的增加而显著增加,随后趋于稳定,表明恢复后的浦阳江水质得到了有效改善。

表 4 不同修复年份的物种多样性和功能多样性

年份	物种多样性			功能多样性		
	物种丰富度	EPT 丰富度	H' 指数	FRic	FEve	RaoQ
2016	51	7	1.77	0.22	0.54	18.65
2018	76	22	2.08	0.32	0.57	22.04
2019	98	23	2.42	0.66	0.51	24.68
2020	76	22	2.05	0.45	0.46	22.53

有研究表明,局部水文形态条件下的小规模河流恢复工程往往不会导致自然群落的重建,因此在浦阳江流域(城区和郊区)的生物反应和底栖动物群落重新定居的时间框架可能取决于其大规模修复河段上游殖民者来源种群。也有研究表明,底栖群落在短时间内得到了积极的回应,表明在恢复的河段上游存在大量的殖民者^[31]。与近自然河段相比,每一年在修复河段观察到的大型底栖无脊椎动物群落物种多样性和部分功能多样性明显更低,尽管近自然河段和修复河段在物种和功能多样性方面随着修复年份增加有着相同的趋势,如物种丰富度、EPT 丰富度、H' 指数和 FRic。这种现象可能是上游近自然河段作为底栖动物群落的殖民地来源与修复河段距离太远,导致底栖动物受到扩散限制,在短时间内并不能完全扩散到修复河段;另一方面原因可能是修复河段巨大的外部扰动会在一定程度上降低河流的恢复力。有研究表明,由于人类干扰的遗留问题和持续的压力影响削弱了恢复力,使得河流更容易受到以前在承受范围压力内的

影响^[32-33]。同时,河流修复活动本身也是一种干扰,如蔡庆举等^[34]对五里湖的修复研究发现,生态清淤等物理措施对底栖动物群落破坏性大,短期内不利于大型底栖动物群落的存活,且在生态修复中投放的软体动物存活率亦较低。从长远来看,随着修复年份的增加,修复河段和近自然河段的物种和功能多样性之间的差异正慢慢缩小。这就强调了长期监测(>10 年)的必要性,以便跟踪近自然河段和修复河段物种和功能多样性变化,更好地了解其变化的根本原因,并最终依据这种变化来实施相应的修复措施^[35]。

Kondolf 和 Micheli^[36]认为在监测河流中修复河段水流条件对确定恢复项目的有效性至关重要。本研究结果表明,在 2018 年城区修复河段中观察到底栖动物群落总物种丰富度、EPT 丰富度和 FRic 的最低值可部分归因于上游水库放水导致,洪水期间的高流量可能会导致底栖动物群落从底质中漂移到水柱中,被移出的底栖动物可能随水流向下游迁移,在特定地点其丰度将会减少,虽然适应高流量的滤食者丰度可能会有所增加,但其影响微乎其微,因此在特定水文时期,流量的大小会对类群的物种和功能多样性产生影响^[37-39]。但 2018 年郊区修复河段并没有观察到类似的结果,这表明在洪水期间,郊区修复河段相对较好的底质为底栖动物提供了庇护所,从而为洪水后恢复底栖动物物种和功能多样性提供了可能。

GLS 结果表明,修复后的年份是决定修复效果的重要因素,Kail 等^[40]研究也发现项目的恢复时间是影响其有效性的最重要因素。然而,时间因素具有非线性效应,随着时间的推移,底栖动物群落的恢复会随着栖息地的恢复而下降或消失。正如本研究结果所示,修复河段中底栖动物物种和功能多样性指数在修复后的几年内先增加随后降低。England 等^[10]在修复河段和上游参照河段进行对比时发现,随着时间的推移,在研究初期阶段发现底栖群落物种和丰富度向着更为相似的趋势发展,但到了研究结束时,修复河段与参照河段的底栖群落只有大概 60% 的相似性。这可能反映了相对较短的监测时间尺度和随着恢复地点调整的生态恢复时滞^[41]。虽然恢复年份是监测河流底栖群落恢复结果时需要考虑的关键因素,但这可能不是阻碍群落恢复的最终原因^[42],随着时间的推移,恢复效果可能会消失^[43],也可能是因为河流修复时间较

短而不能在一个较长时间尺度上去完全评估底栖群落动态变化所致。如 Louhi 等^[44]对芬兰 20 年的修复河流研究发现,底栖群落的反应甚微,Kondolf 和 Micheli^[35]认为在河流修复后的 10 年内应开展监测,以确定恢复项目是否有效。然而,由于项目资金有限,通常在河流修复完成后就停止监测,很少有在河流修复后用超过 5 年的时间来监测观察底栖动物群落的动态。因此,在浦阳江流域人口相对密集的修复河段中,底栖动物群落的重新定居可能非常缓慢,还需更多的时间来监测底栖动物群落的动态变化。

4 结语

研究结果表明,河流修复后的水质(TP 和 $\text{NH}_3 - \text{N}$)相比于修复前有较大的改善,且水质对河流修复后的反应要明显强于底栖动物。物种和功能多样性指数在未来河流恢复计划评估中可能有助于确定底栖动物群落恢复到受损前的障碍,以及了解生物多样性如何与生态系统过程和环境的约束作用,从而确定有效的恢复措施,优化和加强修复项目成功的可能性。本研究结果支持在评估河流恢复方案时将物种多样性指数与功能多样性指数一起使用,尽管在修复后的第 5 年这些指数均有小幅度下降,而造成这种现象的原因可能是因为河流修复后的监测时间不足,导致底栖动物还处于河流修复后前期的不稳定状态,因此需要用长远的眼光去看待河流恢复。同时,评估不应仅限于生物指数,测量水文和栖息地异质性的变化也同样重要。

[参考文献]

- [1] STRAYER D L, DUDGEON D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges[J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, 29(1): 344 - 358.
- [2] NAIMAN R J, TURNER M G. A future perspective on north America's freshwater ecosystems[J]. *Ecological Applications*, 2000, 10(4): 958 - 970.
- [3] SALA O E, CHAPIN F S, ARMESTO J J, et al. Biodiversity - global biodiversity scenarios for the year 2100[J]. *Science*, 2000, 287: 1770 - 1774.
- [4] DUAN X, WANG Z, MENGZHEN X U, et al. Effects of fluvial processes and human activities on stream macro - invertebrates[J]. *International Journal of Sediment Research*, 2011, 26(4): 416 - 430.
- [5] BERNHARDT E S, PALMER M A, ALLAN J D, et al. Synthesizing U. S. river restoration efforts[J]. *Science*, 2005, 308(5722): 636 - 637.
- [6] SZALKIEWICZ E, JUSIK S, GRYGORUK M. Status of and perspectives on river restoration in Europe: 310 000 Euros per hectare of restored river[J]. *Sustainability*, 2018, 10(1): 129.
- [7] YU S, HE L, LU H, et al. Temporal - spatial system dynamic changes in transboundary river basin treatment costs[J]. *Environmental Engineering Science*, 2018, 35(6): 603 - 615.
- [8] RUBIN Z, KONDOLF G M, RIOSTOUMA B, et al. Evaluating stream restoration projects: What do we learn from monitoring?[J]. *Water*, 2017, 9(3): 174.
- [9] PILOTTO F, NILSSON F, POLVI L E, et al. First signs of macroinvertebrate recovery following enhanced restoration of boreal streams used for timber floating[J]. *Ecological Application*, 2018, 28(2): 587 - 597.
- [10] ENGLAND J, WILKES M A. Does river restoration work? Taxonomic and functional trajectories at two restoration schemes[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 618: 961 - 970.
- [11] 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[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 210 - 266.
- [12] WANG B, LIU D, LIU S, et al. Impacts of urbanization on stream habitats and macroinvertebrate communities in the tributaries of Qiangtang River, China[J]. *Hydrobiologia*, 2012, 680(1): 39 - 51.
- [13] 浙江动物志编辑委员会. 浙江动物志: 软体动物[M]. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1991.
- [14] MORSE J C, YANG L F, TIAN L X. Aquatic insects of China useful for monitoring water quality[M]. Nanjing: Hohai University Press, 1994: 1 - 568.
- [15] CORNWELL W K, SCHWILK D W, ACKERLY D D. A trait - based test for habitat filtering: convex hull volume[J]. *Ecology*, 2006, 87(6): 1465 - 1471.
- [16] MASON N W H, MOUILLOT D, LEE W G, et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity[J]. *Oikos*, 2005, 111(1): 112 - 118.
- [17] BOTTA - DUKÁT Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits[J]. *Journal of Vegetation Science*, 2005, 16(5): 533 - 540.
- [18] DÍAZ S, LAVOREL S, DE BELLO F, et al. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2007, 104(52): 20684 - 20689.
- [19] VILLÉGER S, MASON N W H, MOUILLOT D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology[J]. *Ecology*, 2008, 89(8): 2290 - 2301.
- [20] SCHLEUTER D, DAUFRESNE M, MASSOL F, et al. A user's guide to functional diversity indices[J]. *Ecological Monographs*,

- 2010, 80(3):469-484.
- [21] 张激波, 刘东晓, 刘朔孺, 等. 钱塘江中游水生昆虫群落功能多样性对土地利用变化的响应[J]. 应用生态学报, 2013, 24(10):2947-2954.
- [22] ZUUR A F, IENO E N, WALKER N, et al. Mixed effects models and extensions in ecology with R[M]. Springer Science & Business Media, 2009.
- [23] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002.
- [24] 刘朔孺, 邵卫伟, 刘东晓, 等. 浙江义乌市城镇化对溪流底栖硅藻群落的影响[J]. 南京农业大学学报, 2012, 35(3):71-77.
- [25] YANG W, LIU Y, OU C, et al. Examining water quality effects of riparian wetland loss and restoration scenarios in a southern ontario watershed[J]. Journal of Environment Management, 2016, 174:26-34.
- [26] 王备新, 徐东炯, 杨莲芳, 等. 常州地区太湖流域上游水系大型底栖无脊椎动物群落结构特征及其与环境的关系[J]. 生态与农村环境学报, 2007, 23(2):47-51.
- [27] 陈凯, 张永祥, 蔡德所, 等. 漓江大型底栖无脊椎动物群落结构与水质生物评价[J]. 广西师范大学学报(自然科学版), 2012, 30(4):115-122.
- [28] 韩鸣花. 浙江西苕溪流域城镇溪流大型底栖无脊椎动物多样性研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2011.
- [29] MILNER A M, ROBERTSON A L, MONAGHAN K L, et al. Colonization and development of an Alaskan stream community over 28 years[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2008, 6(8):413-419.
- [30] 李艳利, 李艳粉, 徐宗学. 影响浑太河流域大型底栖动物群落结构的环境因子分析[J]. 环境科学, 2015, 36(1):94-106.
- [31] MARTIN W N, EMMA R M. Re-engineering buried urban streams: Daylighting results in rapid changes in stream invertebrate communities[J]. Ecological Engineering the Journal of Ecotechnology, 2016, 87:175-184.
- [32] FOLKE C, CARPENTER S R, WALKER B, et al. Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability[J]. Ecology and Society, 2010, 15(4):299-305.
- [33] MCCLUNEY K E, POFF N L, PALMER M A, et al. Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations[J]. Frontiers in Ecology & the Environment, 2014, 12(1):48-58.
- [34] 薛庆举, 汤祥明, 龚志军, 等. 典型城市湖泊五里湖底栖动物群落演变特征及其生态修复应用建议[J]. 湖泊科学, 2020, 32(3):762-771.
- [35] RUHÍ A, HERRMANN J, GASCÓN S, et al. Change in biological traits and community structure of macroinvertebrates through primary succession in a man-made Swedish wetland[J]. Freshwater Science, 2012, 31(1):22-37.
- [36] KONDOLF G M, MICHELI E R. Evaluating stream restoration projects[J]. Environmental Management, 1995, 19(1):1-15.
- [37] FRITZ K M, DODDSW K. Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system[J]. Hydrobiologia, 2004, 527(1):99-112.
- [38] BOND N R, DOWNES B J. The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams[J]. Freshwater Biology, 2003, 48:455-465.
- [39] MESA L M. Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams[J]. Hydrobiologia, 2010, 641:85-95.
- [40] KAIL J, BRABEC B, POPPE M, et al. The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis[J]. Ecological Indicators, 2015, 58:311-321.
- [41] WINKING C, LORENZ A W, SURES B, et al. Recolonisation patterns of benthic invertebrates: a field investigation of restored former sewage channels[J]. Freshwater Biology, 2014, 59:1932-1944.
- [42] LEPS M, SUNDERMANN A, TONKIN J D, et al. Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches[J]. Science of the Total Environment, 2016, 557-558:722-732.
- [43] KAIL J, BRABEC K, POPPE M, et al. The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis[J]. Ecological Indicators, 2015:311-321.
- [44] LOUHI P, MYKRÄ H, PAAVOLA R, et al. Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities[J]. Ecological Applications, 2011, 21(6):1950-1961.

栏目编辑 王 湜