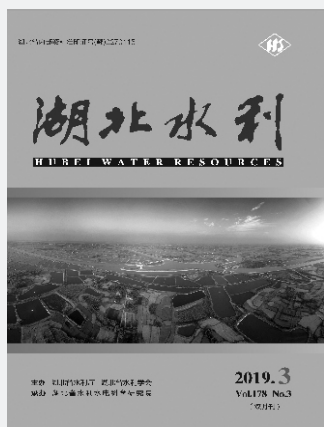




内部刊物 免费交流

双月刊

(1984年复刊)

2019年第3期·总第178期

编委会

顾问	郑守仁	茆智
主任	王万林	
副主任	魏山忠	谈广鸣 陈楚珍
	徐少军	李建林 袁兵
	虞志坚	赵金河
委员	(以姓氏笔画为序)	
	丁心红	邓华 卢金友
	史光前	帅移海 刘家君
	江炎生	李庆国 李红兵
	李春生	李瑞清 关洪林
	余中平	余希臣 吴遵雄
	别大鹏	张从银 张泽武
	张笑天	杨金春 肖贵清
	邵远亮	陈冬桥 陈建华
	陈肃利	周宜红 胡学家
	洪卫	唐俊 徐自发
	袁达燧	袁俊光 黄介生
	彭锋	潘颖 程国银
	熊春茂	鄢铁平 裴海燕
	戴柱新	
主编	李瑞清	
副主编	杨金春	帅移海 关洪林
	柳乐文	
责任编辑	姚玲	
排版	武汉科源印刷设计有限公司	

目次

水文水资源 >>>

黄石市水文信息化建设现状与思考……………王传耕(1)

水生态环境 >>>

不同地表水体中典型污染物转化及微生物变化

……………周 驰 苗 滕 江 来(4)

湖泊生态保护与美丽湖北建设探讨……………肖 斌(16)

浅析长江大保护背景下的中小河流系统治理策略……………邹朝望(19)

设计与施工 >>>

应用人字扒杆双钩钓鱼法安装预制箱型梁实例……………杨世清(22)

水利管理 >>>

关于湖北省实施最严格水资源管理制度考核的思考……………程小翠(24)

夷陵区全面推行“河长制”措施及存在的问题

……………吴金燕 杨 芳 成 勇,等(27)

闽鄂两省水利风景区建设管理工作比较

……………游 翔 高明亚 刘 英(29)

学会论坛 >>>

基于综合集成赋权法的长江经济带综合用水效率评价

……………陈 述 吴志广 许继军,等(31)

长江与洞庭湖汇流段水面线变化研究……………徐成汉(38)

基于经济价值的流域横向生态补偿标准研究

……………黄 迪 温 岩 张子平(42)

水利课堂 >>>

正常蓄水位……………(3)

死库容……………(3)

简 讯 >>>

英山县举行城乡供水一体化项目现场推进会……………(15)

全省水利网信工作会要求为水利发展提供强力支撑……………(21)

赵金河主持全省第2次中央水利投资计划执行调度会……………(46)

地址:武汉市珞狮南路286号

邮编:430070

电话:027-87608947

E-mail: hbsl666666@163.com

网址: www.hbwri.cn

湖北省内部资料准印证号(鄂)0270115

HUBEI WATER RESOURCES

2019.3

June.2019

(Serial No.178)

CONTENTS

Current Situation and Consideration of Hydrologic Informatization Construction in Huangshi City	Wang Chuangeng(1)
Transformation of Typical Pollutants and Microbial Changes in Different Surface Water Bodies	Zhou Chi,Miao Teng,Jiang Lai(4)
Discussion on Lake Ecological Protection and Construction of Beautiful Hubei Province.....	Xiao Bin(16)
Analysis of Small and Medium-sized River System Management Strategies under the Background of Great Protection of the Yangtze River.....	Zou Chaowang(19)
An Example of Installing Prefabricated Box Beam by Double Hook Fishing with Miter Pole	Yang Shiqing(22)
Reflection on Implementing the Strictest Water Resources Management System Examination in Hubei Province.....	Cheng Xiaocui(24)
Measures and Existing Problems of Implementing System of River-leader in Yiling District	Wu Jinyan,Yang Fang,Cheng Yong,et al (27)
Comparison of Construction and Management of Water Conservancy Scenic Spots in Fujian and Hubei Provinces	You Xiang,Gao Mingya,Liu Ying(29)
Comprehensive Water use Efficiency Evaluation of Yangtze River Economic Belt Based on Comprehensive Integration Weighting Method.....	Chen Shu,Wu Zhiguang,Xu Jijun,et al (31)
Study on the Change of Water Surface Line in Confluence Section of Yangtze River and Dongting Lake	Xu Chenghan(38)
Research on Horizontal Ecological Compensation Standard of Watershed Based on Economic Value	Huang Di, Wen Yan,Zhang Ziping(42)

Sponsored by

Hubei Provincial Bureau of Water Resources
Hubei Provincial Society of Water Resources

Edited by

Editorial Department of Hubei Water Resources
286 Luo shi Road, Wuhan 430070, China

Director of Editorial Board

Chen Bin

Chief Editor

Xu Shaoyun

(袁君宝 译)

水文水资源

黄石市水文信息化建设现状与思考

王传耕

(湖北省黄石市水文水资源勘测局 黄石 435002)

摘 要 阐述了水文信息化建设的意义,针对黄石市水文信息化建设现状,分析了建设过程中存在的问题以及需要加强的领域,并就今后的努力方向提出了对策和建议。

关键词 水文;信息化建设;黄石市

水文信息化一般被认为是不断应用信息技术和水文科学的最新成果,在空间、要素、尺度三个方面拓展其信息获取能力和信息服务能力的历史过程。水文信息包括了所有描述水体天然和人为影响等各类要素,是水利信息中最重要、最活跃的部分,也是水利信息资源的主体之一。因此,实现水利信息化必须首先实现水文信息化。本文依据黄石市水文信息化建设的目标及任务,分析了水文信息化建设现状,以利于该地区今后的水利信息现代化建设。

1 水文信息化建设目标和任务

1.1 目标

黄石市水文信息化建设目标主要是建立和完善自动化水平较高的水文信息采集系统、畅通快捷的水文信息传输系统、信息存储完整、服务手段先进的水文综合数据库系统与服务平台,满足不同需求的业务应用系统,提高管理水平的办公自动化系统,形成站网优化、技术先进、精兵高效、信息及时、预报准确、运行可靠、服务全面的信息化水文服务管理运行体系。

1.2 任务

(1)建设水文信息采集系统。水文信息采集是所有水文业务工作的基础,该系统是水文信息化建设最基本的任务。建设的总体要求是通过站网优化,加强基础设施建设,提高信息采集自动化水平,提升应急监测能力。

(2)建设水文信息传输系统。水文信息传输系统是实现水文测站所采集的各类信息向分中心报送,并由分中心通过计算机网络向流域、省(自治区、直辖市)和中央及时、可靠传输的重要保证。

(3)建设水文综合数据库系统(水文数据中心)。该系统(中心)为地(市)级,主要存储实时和历史的地表水、地下水、水质、墒情、水资源评价等相关的综合信息以及支持水文业务系统应用的其他相关涉水工程、地理、社会经济信息和由他部门测站所采集的信息资源。各级系统集水文信息的处理、存储、交换、共享于一体,具有信息查询、系统维护、信息统计分析、信息发布、应用接口等功能,采用开放式体系结构,满足本地和异地查询及共享的需要。

(4)建设业务应用系统。该系统包括洪水预警预报系统、防汛抗旱气象信息系统、防汛抗旱会商支持系统、水资源预测预报评价系统、水质预警预报系统、建设办公自动化系统等业务应用系统。

(5)建设水文服务平台。服务平台是在水文综合数据库系统(水文数据中心)基础上,建设统一的信息发布平台,提供常规的水文资料和经过深层次分析加工、面向应用主题的水文信息,满足政府部门、社会公众和各类用户需求,提供及时准确的信息服务。以网络和数据库系统为支撑,运用 WEB、WEB-GIS、多媒体等现代信息技术,实时发布各种水文信息,包括各种基础水文信息和预警、预测、预报信息和综合分成果。

2 黄石市水文信息化建设现状

2.1 自动测报系统达标情况

依据水文信息化建设的目标及任务,针对黄石市水文信息化建设现状,通过近几年的中小河流水文监测系统建设,目前在水文信息采集系统与水文信息传输系统方面,除流量自动采集与自动报讯未达标外,其他方面已基本达标(表 1)。

表 1 黄石市水文站点自动测报系统达标情况

站类	站数	达标情况
基本雨量站	12	达标
基本水位站	6	达标
基本水文(流量)站	3	未达标
中小河流雨量站	13	达标
中小河流水位站	6	达标
中小河流水文(流量)站	7	未达标

黄石市流量信息自动测报系统尚未达标,主要在于流量设备选型与实际测验条件存在一定差距,造成设备实用性存在短板;同时,采集的数据通过模型进行推算流量时,选用参数上也存在一定误差,造成最后由软件合成的流量数据与现场实测数据误差偏大。因此,流量自动测报设备实用性暂不能达标,

只有通过后期对测验断面进行整治、对设备安装地点进行调整、对流量计算模型进行优选、对应用参数进行合理化分析、对合成软件进行优化,才能提高设备的实用性与稳定性。

2.2 水文数据中心需要完善

水文综合数据库系统(水文数据中心)有待完善。目前黄石市水文数据中心主要存储实时雨水情数据,而历史数据特别是水文整编数据库、涉工工程数据库未纳入其中,需要补充和增加各类水文整编资料、水文图文成果、视频音频、测站空间属性、地理与社会经济、有关水利工程等信息,以满足管理、决策及社会对公益性基础水文数据的应用要求。

2.3 业务应用系统亟待加强

目前,黄石市洪水预警预报系统、防汛抗旱会商支持系统已建立,防汛抗旱气象信息系统通过(黄石市气象局)共享方式已实现,而水资源预测预报评价系统、水质预警预报系统、OA 办公自动化系统有待建立。

2.4 水文信息服务有待提升

黄石市水文局目前仅通过水文网站及微信公众号对外提供服务,而在面向主题、水文资料索引、发布各种水文信息方面有待提高。黄石市水文信息化各系统指标分析见表 2。

表 2 黄石市水文信息化各系统指标分析

序号	指标	指标含义	是否达标
水文信息采集系统			
1	雨量站自动测报系统	是否实现全部自动报讯	是
2	水位站自动测报系统	是否实现全部自动报讯	是
3	流量站自动测报系统	是否实现全部自动报讯	否
水文信息传输系统			
4	水文测站至黄石市局传输网	是否实现公网传输	是
5	黄石市水文局域网建设	是否建立局域网	是
6	信息传输实效性满足率	是否能在 30 min 内传到省、中央	是
水文综合数据库系统			
7	实时雨水情数据库	是否有实时雨水情数据库	是
8	基础水文数据库	是否有基础水文数据库	否
业务应用系统			
9	洪水预警预报系报	是否具有交互式功能的洪水预报模型系统	是
10	防汛抗旱气象信息系统	是否与市气象部门实现共享	是

续上表			
序号	指标	指标含义	是否达标
11	防汛抗旱会商支持系统	是否通过视频音频展示实时和历史洪水信息	是
12	水资源预测预报系统	是否建立相应系统	否
13	水质预警预报系统	是否建立水质预警预报系统	否
14	办公自动化系统	是否已实现局域网管理公文处理能力	否
水文服务平台			
15	水文网站	是否在网上发布水文信息向外提供服务	是
16	水文微信公众号	是否建立微信公众号向外提供服务	是
17	实时发布各种水文信息	是否实时发布基础水文信息和预警预测预报信息	否

3 结论与建议

(1)做好信息化各系统建设顶层设计,依据轻重缓急、复杂程度有序开展建设,逐一完善和建立各相关系统,努力实现黄石市水文信息化建设全覆盖;加强水文信息化系统建设需求调研工作,按照针对性、时效性、准确性,进行各类多维分析、数据探索挖掘,以满足不同客户的需求。

(2)系统建立和日常管理维护缺一不可,应做好相关系统人才培养,遥测站点维护既需要懂得电子设备知识,也需要了解水文知识;而传输系统及数据库系统则需要懂计算机技术和水文规范的人才,加大复合型人才培养是黄石市水文信息化建设的趋势。

(3)加大水文流量自动测报系统建设力度,努力实现流量测验信息化,达到以信息化手段为主、人工

校测为辅的工作模式。加大与水文信息化相关信息的整合共享力度,如工情数据信息、旱情数据信息、灾情数据信息;推进信息化技术与水文传统业务的深度融合,更好服务于水旱灾害防御。

【参考文献】

[1] 中华人民共和国水利部. 水文自动测报系统规范(SL61-2015)[S].

[2] 中华人民共和国水利部. 水文监测数据通信规约(SL651-2014)[S].

[3] 中华人民共和国水利部. 实时雨水情数据库表结构与标识符标准(SL323-2011)[S].

[4] 中华人民共和国水利部. 基础水文数据库表结构及标识符标准(SL324-2005)[S].

[5] 中华人民共和国水利部. 水利数据中心管理规程(SL604-2012)[S].

(收稿日期:2019-03-29)

水利课堂

正常蓄水位

也称正常高水位,在正常运用情况下,为满足设计兴利要求的正常用水,水库在供水期开始时应该蓄到的水位。

死库容

亦称成垫低库容,指水库死水位以下的容积。水库正常运行时,其水位不应低于死库容。

水生态环境

不同地表水体中典型污染物 转化及微生物变化

周 驰 苗 滕 江 来

(湖北省水利水电科学研究院 武汉 430070)

摘 要 探究了地表水体(一江两库三湖)中典型污染物(酚类物质)动力学过程与转化途径以及微生物的变化。结果表明,光化学反应和微生物反应均有助于地表水体中污染物的转化,不同地表水体中的微生物群落结构具有显著性差异,但均检出相同的生物转化主要优势中间产物对苯醌。生物转化过程中的迟滞期与水生微生物的丰度和群落结构密切相关,当光强增加至 5.9 mW/cm^2 时迟滞期消失。水体中污染物和光照条件同时对微生物的丰度和种群结构产生影响,且因微生物物种而异。研究结果证明了在地表水典型污染物总体转化进程中,生物过程和非生物过程各自的贡献随着地表水本底成分和外界环境的变化而变化,且生物转化占到总体转化率的73%以上。

关键词 地表水;污染物;生物转化;光转化;微生物

地表水环境中含有众多种类的污染物。污染物进入地表水体后会发生不同形式的转移/转化过程,包括吸收/解吸、氧化/还原、聚合/降解、生物累积以及生物转化等,对污染的行为过程特别是污染物转化的全过程追踪有相当大的难度。酚类化合物是分布最广泛的典型污染物之一,来自于天然物质、工业活动和农业颗粒等的降解(Canonica & Hoigne, 1995; Canonica et al, 1995, 2000; Aguer et al, 2005; Golanoski et al, 2012; DeLaurentiis et al, 2013; Zhang et al, 2014)。对于地表水体中的酚类化合物而言,其化学和生物转化同时发生,仅仅通过表观的转化动力学常数比较很难从总体的转化中区分化学和生物反应各自的贡献。但鉴于酚类化合物的转化途径在化学反应和生物反应中有明显的不同,这两种反应的贡献可以通过转化中间产物的定量来揭示。因此,将酚类化合物作为典型污染物进行深入研究有着更高的可行性和可追踪性。

光转化是酚类化合物在地表水体中发生的主要自然化学转化过程,在有色可溶性有机物 CDOM

(colored dissolved organic matter) 诱导下发生。大量研究表明,有色可溶性有机物的三重激发态(3CDOM^*)是引发酚类转化最重要的活性物(Richard & Canonica, 2005; Canonica et al, 2006; Canonica, 2007; Golanoski et al, 2012; Remucal, 2014; McNeill & Canonica, 2016)。活性氧也可能有助于酚类的化学转化,如羟基自由基、单体氧或其它有色可溶性有机物的激发态物质(Del Vecchio & Blough, 2004; Paul et al, 2004; Canonica, 2007; Zhang et al, 2012; Vione et al, 2014)。

很多微生物如细菌和真菌,都能降解酚类化合物并将其作为碳源和能量源(Fuchs et al, 2011; Martinkova et al, 2016)。Faust & Hoigne (1987)指出,在酚类化合物降解的过程中,只有其生物转化能和光化学转化有效竞争。尽管大量研究都注重于水溶液的光化学转化,却很少关注地表水体中由微生物引起的酚类化合物的生物转化(Rubin & Alexander, 1983; Shimp & Pfaender, 1985; Baena - Nogueras et al, 2017)。多酚氧化酶以及单酚氧化物能较

高效地将酚类化合物氧化成醌 (Mukherjee et al, 2013)。因此,酚类化合物的生物转化和光化学过程不仅转化动力学不同,还可能导致两者生成的中间产物也不同;另外,最新的报道指出,水体中的光化学反应能对某些水生细菌产生不良影响 (Romero et al, 2011; Rosado – Lausell et al, 2013; Maraccini et al, 2016; Mostafa et al, 2016; Sun et al, 2016),从而使微生物群落结构和丰度产生变化,进而影响酚类化合物在水体中的生物转化。但目前对于不同实验条件下目标化合物转化过程中水生微生物变化的认识还很少。

本研究的目标典型污染物为对乙酰氨基酚 (APAP),又称扑热息痛,是一种典型的取代单酚。其化学转化过程中的主要中间产物为其低聚物和一种分子量 183 的中间产物 (简称 P183) (De Laurentis et al, 2014; Li et al, 2017; Chen et al, 2018)。微生物引起生物转化的主要中间产物被确定为对氨基苯酚、对苯二酚和对苯醌 (Wu et al, 2012; Zhang et al, 2013a; Liang et al, 2016)。这些主要的转化中间产物可作为典型反应用以揭示地表水体中酚类化合物复杂的转化过程,而对典型污染物 (酚类) 转化过程更准确地认识,有助于更好地了解其环境归趋和毒性,同时有助于开发有效的处理技术。

本文系统研究了无光照培养和不同光照条件下

6 个地表水源 (一江两库三湖) 的典型污染物转化和中间产物的形成。其目的是利用微生物群落和光学特性的显著差异,识别生物和化学反应在不同地表水体中对酚类污染物转化的贡献,并确定不同光照强度下的贡献值变化;同时揭示地表水体中微生物的变化以及微生物和酚类污染物的生物转化关系,旨在有助于确定地表水体中典型污染物的环境归趋。

1 材料与方法

1.1 材料

对乙酰氨基酚、对苯醌 (≥98%) 为正规渠道购买的标准物;其低聚物 (二聚体和三聚体) 和氧化产物用标准方法合成和提纯 (Liang et al, 2016; Chen et al, 2018);所有相关的化学药品 (液谱纯) 均为市售。实验过程中全程使用超纯水 (电阻率 > 18.2 MΩ · cm)。

1.2 地表水中典型污染物的转化

于 2017 年 9 月在长江武汉段 (114°19'45" E, 30°36'32" N)、封江口水库 (113°20'45" E, 31°59'2" N)、高庵水库 (112°34'38" E, 32°7'57" N)、东湖 (114°21'31" E, 30°32'54" N)、沙湖 (114°19'45" E, 30°35'55" N)、南湖 (114°22'15" E, 30°29'11" N) 采集地表水 (0.5 m) 样品 (10 L)。采样点详细信息和水质状况参见表 1。

表 1 各水体理化指标测定

取样点	pH	DO (mg/L)	Cond (S/cm)	ORP (mV)	TN (mg/L)	TP (mg/L)	COD _{Cr} (mg/L)	TOC (mg/L)
长江	8.8	7.55	358.6	142.9	1.36	0.12	11.4	2.2
封江口水库	7.6	8.05	172.2	84.5	0.71	0.01	13.7	2.7
高庵水库	7.9	7.08	407.1	56.4	1.09	0.07	21.2	5.6
东湖	8.9	7.32	372.9	141.8	2.14	0.18	33.4	8.6
沙湖	8.9	7.37	416.2	105.6	1.98	0.28	58.5	12.3
南湖	8.3	7.03	386.1	107.0	3.97	0.45	53.1	10.2

取 100 mL 地表水样放置在 150 mL 长颈瓶中,加入不同浓度的典型污染物。各取 0.5 mL 等分试样以确定初始浓度 C₀。将溶液在无光照条件下培养或暴露在不同强度的模拟光照下 (波长 340 ~ 800 nm; 光强 0, 1.1, 5.9, 250 mW/cm²)。光照强度用 Ocean Optics USB2000 (Largo, USA) 分光光度计测量。在反应过程中,定时取出 0.5 mL 等分试样离心分离后,立即分析测定不同反应时间 (Ct) 的目标污染物和各转化产物浓度。同时开展无光照和不同强

度的模拟光照培养下去离子水和 0.22 μm 混合纤维素滤膜过滤后的地表水中的污染物转化的对照实验,用以确定水解和无微生物参与条件下的转化情况。所有实验均为 3 组平行,实验设计见图 1。

1.3 地表水的吸收和发射光谱

对地表水体的吸收和发射光谱的表征可以为典型污染物光转化产物提供结构信息。在光学分析之前,用 0.45 μm 混合纤维素膜过滤水样。在 (25 ± 0.2) °C 条件下用紫外 – 可见分光光度计 (UV 2550; Shimad-

zu, Tokyo, Japan)测定水样的吸收光谱。

在 $(25 \pm 0.2)^\circ\text{C}$ 、激发波长(E_x)为 250 ~ 450 nm、发射波长(E_m)为 300 ~ 600 nm 条件下,用稳态荧光光谱仪(FluoroLog-3; Horiba Instruments)测定激发发射光谱(EEM)。用 PicoQuant FT-200(PicoQuant GmbH, Berlin, Germany)检测时间分辨荧光光谱,详细步骤参照相关文献(Chen et al, 2018)。

1.4 不同典型污染物浓度和光强下微生物

由于微生物在污染物的生物转化中起着关键作用,因此本文还研究了不同污染物浓度和光照条件下微生物的变化。因此在本研究中,向 3 个平行的 2 L 地表水样品中分别加入不同浓度的典型污染物反应 24 h,再直接暴露于不同光强的模拟太阳光照下,

然后将过滤得到的 $0.22 \mu\text{m}$ 混合纤维素滤膜保存在 -20°C 下,用于遗传多样性分析。基因测序委托专业单位进行。

1.5 典型污染物及其转化产物的定量分析

用高效液相色谱仪分析典型污染物及其转化产物的浓度。流动相为水和甲醇的混合液($V/V = 70/30$),流速为 0.8 mL/min ,进样量 $20 \mu\text{L}$,检测波长为 250 nm。

1.6 污染物转化动力学

污染物转化动力学(k_{obs} ,一阶速率常数)由污染物浓度-时间曲线图的斜率回归(迟滞期结束后)确定。迟滞期时长为其随时间变化过程中能观察到浓度显著($P < 0.05$)降低前的那段时期,用 t 检验确定。

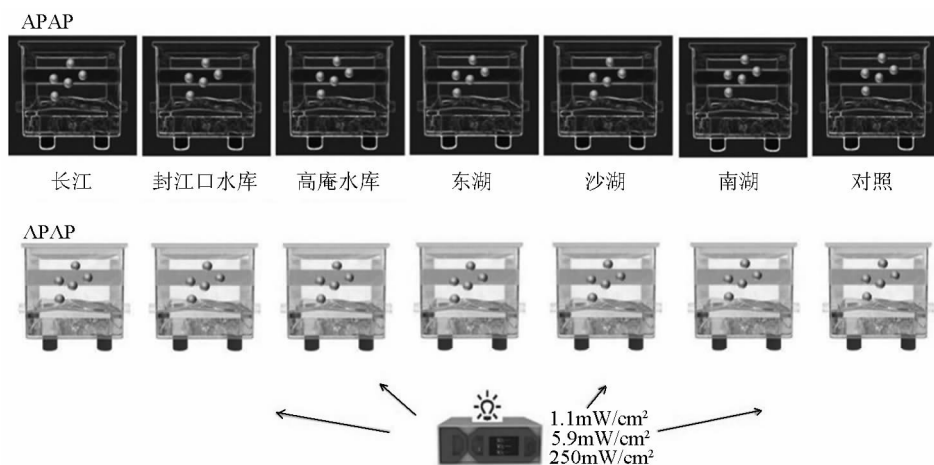


图 1 实验设计示意图

2 结果与分析

2.1 典型污染物整体转化的差异性

如表 2 所示,水库水体和长江水体中污染物整体转化过程不存在显著性差异($P > 0.05$),其与湖泊的差异性规律与长江趋同,有可能是两种地表水体所处的环境主体水量/水深大,水环境容量基数过大,未达到能呈现显著差异的实验条件。因此,对水库水体中污染物生物、化学转化和转化动力学条件的摸索以及产物分析、生物可利用性变化、微生物群落结构变化等问题,值得进一步深入分析。

2.2 无光照条件下典型污染物的转化

为了更有针对性地讨论典型污染物转化过程中化学转化和生物转化各自的贡献,本文重点聚焦了长江和湖泊两种天然地表水的污染物转化行为。

表 2 地表水体中不同实验条件下污染物浓度变化斜率方差分析

指标	$k_{\text{长江}}$	$k_{\text{封江口}}$	$k_{\text{高庵}}$	$k_{\text{东湖}}$	$k_{\text{沙湖}}$	$k_{\text{南湖}}$
$K_{\text{长江}}$						
$K_{\text{封江口}}$	\					
$K_{\text{高庵}}$	\	\				
$K_{\text{东湖}}$	* *	* *	* *			
$K_{\text{沙湖}}$	*	*	*	* *		
$K_{\text{南湖}}$	* * *	* * *	* * *	* * *	* * *	

注:符号\、*、* *和* * * 分别表示 $P > 0.05$ 、 $0.01 < P < 0.05$ 、 $0.001 < P < 0.01$ 和 $P < 0.001$ 下的显著性差异。

图 2 为无光照条件下不同地表水体中对乙酰氨基酚的转化(a)及对苯醌的生成(b)。各地表水样污染物转化过程中均出现了一个迟滞期,其中南湖

的时间最短(约12 h),东湖的时间最长(约50 h)。迟滞期反映的是在降解产物能被明显检测到的水平下,相关降解菌生长所需的适应时间(Otton et al, 2008)。迟滞期结束后,污染物浓度迅速降低,根据转化模拟一阶动力学常数(k_{obs})计算结果,南湖为 $(0.13 \pm 0.02)/h$,长江为 $(0.14 \pm 0.01)/h$,沙湖为 $(0.14 \pm 0.02)/h$,东湖仅为 $(0.04 \pm 0.003)/h$ 。

同时,如图2-a中方框分布所示,在过滤水和去离子水的对照实验中,污染物均未发生转化,说明在无光照条件下,地表水体中污染物的转化以生物过程为主。

图2中的插图最初加入的污染物在长江和东湖水体中完全分解后,立即再加入一定量后的转化

情况,即待之前的污染物完全降解后继续加入相同污染物,研究其在水体中的第二轮转化。研究显示,迟滞期在第二轮转化中消失了,说明微生物已经适应了这种污染物存在的环境。

如图2-b所示,在无光照培养条件下,污染物转化过程中形成的主要中间产物是对苯醌,但其在各地表水体中的最大累积浓度和所对应的反应时间均不尽相同。对苯醌是污染物生物转化过程中形成的主要中间产物之一(Li et al, 2014)。在地表水污染物转化过程中区分出微生物和化学转化各自的贡献,这项工作目前还未见报道(De Laurentiis et al, 2014; Li et al, 2017; Chen et al, 2018)。

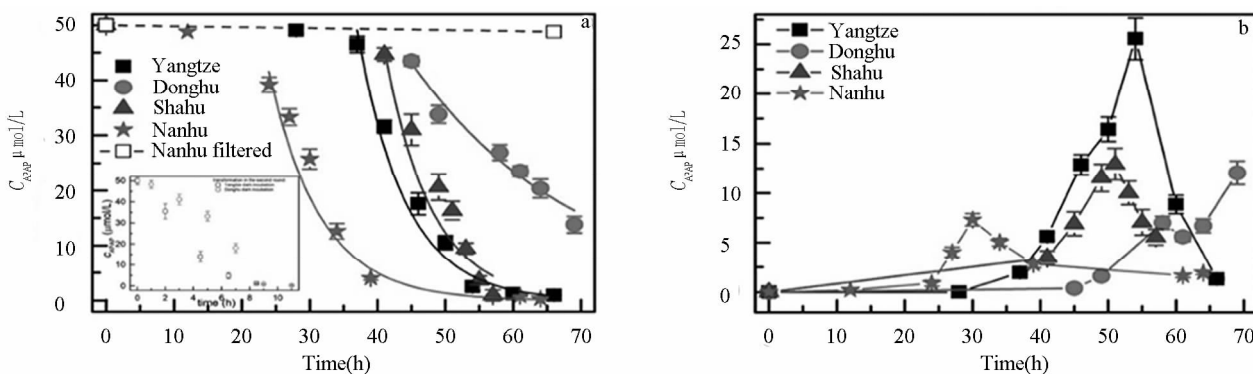


图2 无光照条件下地表水体中典型污染物的转化及转化产物的生成

在2 L长江水样中无法收集到足量的微生物用于其多样性分析,说明长江水体中微生物的生物量较低(图3)。不同湖泊水样中的细菌和真菌群落丰度显著不同,放线菌相对丰度为 $(69.3 \pm 1.1)\%$, γ -蛋白细菌相对丰度为 $(50.9 \pm 7.1)\%$, β -蛋白细菌相对丰度为 $(45.3 \pm 5.3)\%$,分别是东湖、沙湖和南湖水体中丰度最高的菌种。3个湖泊水体的优势细菌和真菌类群的相对丰度存在统计学差异(图3-a,b)。

值得一提的是,大约6年前,东湖和沙湖通过一条连通渠连通,而且两个采样点之间的距离仅有3.3 km,但主坐标分析(PCoA)结果清楚显示,东湖和沙湖之间细菌和真菌群落的差异仍然显著(图3-c,d)。由此可见,东湖自净能力并未明显提高,证明生境的转化可能需要的的时间更长。

如图4所示,东湖水体污染物转化的迟滞期持续时间也与地表水采样时间有关,在另一时间段采集的样品中,迟滞期持续了80~100 h,明显高于图2中显示的50 h,这主要是由于地表水中的细菌在不

同的采样时间存在差异。

上述假设正如图5所示,2017年9月9日和2018年5月20日采集的东湖水体中细菌种类组成比较显示(符号*、**和***分别表示 $0.01 < P < 0.05$ 、 $0.001 < P < 0.01$ 和 $P < 0.001$ 下的显著性差异): α -蛋白细菌($0.01 < P < 0.05$)、 γ -蛋白细菌($P < 0.001$)、norank_p_Saccharibacteria($0.01 < P < 0.05$)、Flavobacteriia($P < 0.001$)和Thermomicrobia($P < 0.001$)在两次不同时间采集的东湖水样中存在显著差异,结果进一步证明了不同地表水中微生物群落结构之间的显著性差异。其他学者也报道了东湖等水体微生物群落结构的季节变化以及细菌多样性的空间差异(Hullar et al, 2006; Wang et al, 2015; Yan et al, 2017)。

另一方面,不同样本中的可操作分类单元(OTUs)重叠很大(图6)。左图为南湖(NH)、沙湖(SH)和东湖(DH)可操作分类单元维恩图;右图为不同时间采样的东湖水体可操作分类单元维恩图,

表示这些地表水体中细菌的丰度和组成类似,考虑到功能冗余,在这些水样的污染物转化过程中检测到相同的优势中间产物并不意外。

2.3 低光照条件下典型污染物的转化

图7可见,低光强(1.1 mW/cm^2)下污染物转化过程中的迟滞期依然存在。长江的迟滞期缩短至28 h,而湖泊的迟滞期持续时间有不同程度的延长。如图7-a的插图所示,在第二轮转化中迟滞期消失,这与无光照培养下的第二轮转化类似(图2-a的插图)。相反,在去离子水中没有观察到污染物发

生转化,表明光解作用此时不直接产生贡献。

尽管对苯醌仍然是主要中间产物(图7-b),但也观察到有痕量($<0.5 \mu\text{mol/L}$)的二聚体生成(图7-c),该低聚物是光照条件下污染物光转化过程中形成的(De Laurentiis et al, 2014; Li et al, 2017; Chen et al, 2018),而在以生物转化为主的无光照培养条件下就未检测到该二聚体。因此,研究表明,即使在非常低的光照条件下,光敏化反应也开始对地表水体中的污染物转化产生贡献。

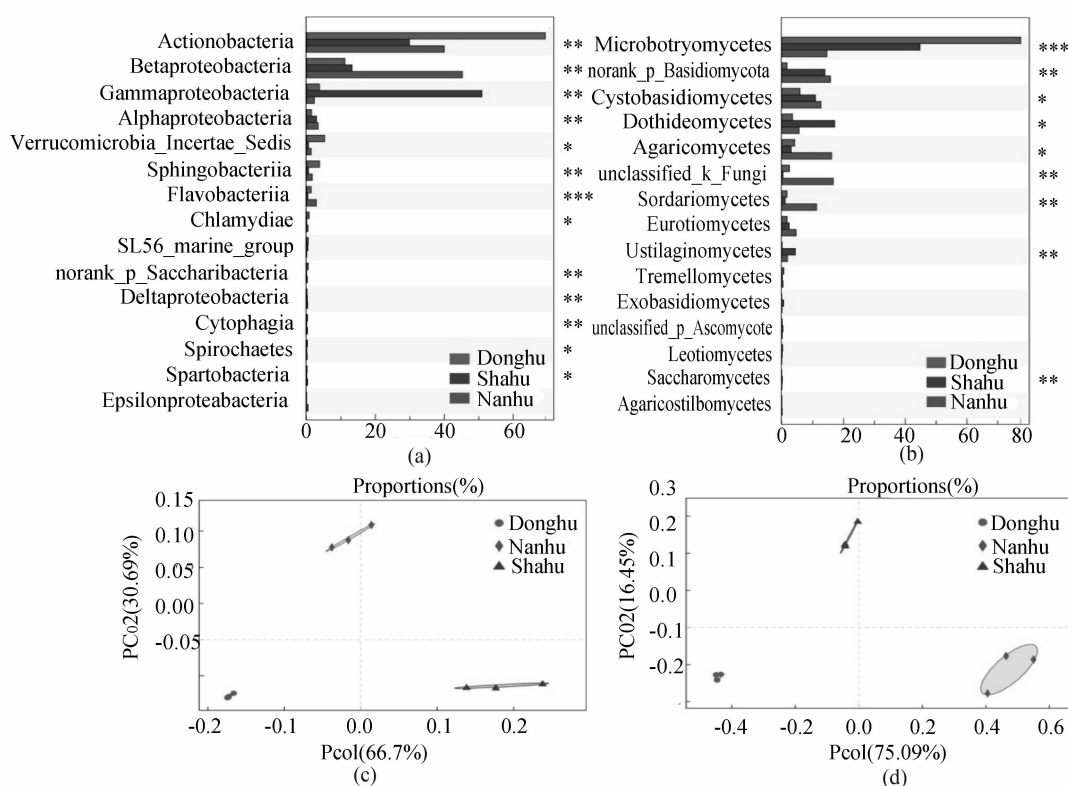


图3 细菌(a)和真菌(b)群落的相对丰度及其主坐标分析结果(c,d)

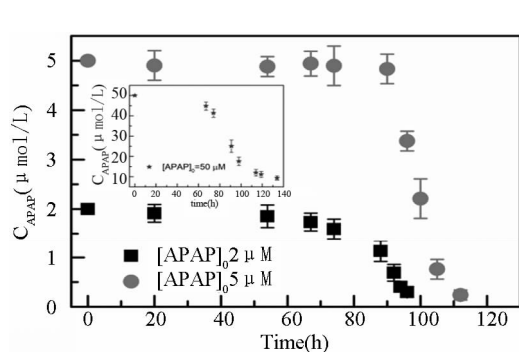


图4 2018年5月20日采集的东湖水体中污染物的转化

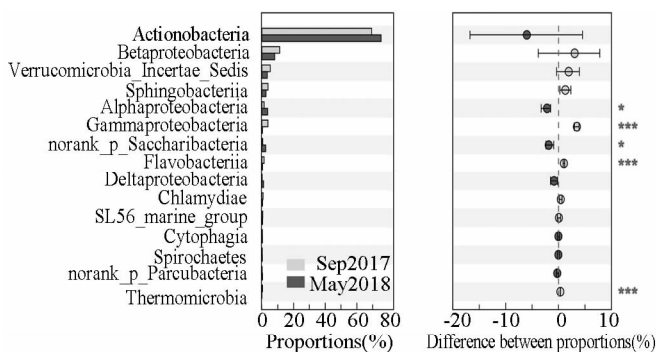


图5 东湖水体中细菌种类组成比较

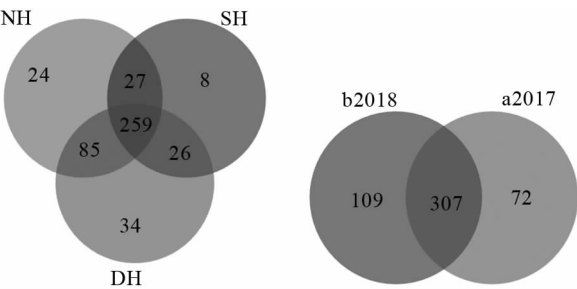


图 6 不同样本可操作分类单元(OTUs)维恩图

2.4 中度光照条件下典型污染物的转化

在 5.9 mW/cm² 的光强下,污染物的转化几乎不存在迟滞期(图 8)。在前 20 h 的光照过程中,各地表水体污染物的转化率无差异,长江、东湖、沙湖和南湖水体中的初始转化率(*r*APAP)分别为 0.34、0.31、0.28 和 0.26 μmol/L。重要的是,除了对苯醌(图 8-b)外,还确认生成了新的中间产物—二聚体和分子量为 183 的氧化中间产物(P183)。由于该二聚体和 P183 是由光化学转化产生的(Li et al, 2017; Chen et al, 2018),说明光化学转化在污染物的转化中也起着重要作用。

各地表水体的吸收光谱如图 9 所示。在 λ > 250 nm 时,长江的吸光度低于湖水,同时长江的总有机碳浓度也较低(表 1)。在中度光强下,长江水体的初始转化率(*r*APAP)最高,而有色可溶性有机物浓度最低,这可能是由于各地表水体中的有色可溶性

有机物组分不同所致。

通过稳态(图 10)和时间相关荧光光谱(图 11)分析,进一步验证了有色可溶性有机物的不同组分。长江水体的荧光强度较弱,其 EEM 光谱中有两个峰(A 和 C)(图 10)。这两个峰代表陆源腐植酸(Coble, 1996)。湖水的荧光强度比长江水强,尤其是沙湖和南湖。除上述两个类腐植酸峰外,湖泊水样中其他两个峰(M 和 T)的面积也有所增加。类蛋白荧光峰 T 主要来源于类酪氨酸,而峰 M 来源于微生物类腐植酸(Coble, 1996)。东湖、沙湖和南湖采样点处叶绿素 a 年均浓度分别为 30 μg/L、49 μg/L 和 91 μg/L,均比报道中太湖的叶绿素 a 浓度(22.1 μg/L)要高(Zhang et al, 2013b)。因此,这些湖泊中的有色可溶性有机物主要来自于本土原位贡献。

表 3 列出了各地表水 3 个不同组别在激发波长 375 nm、发射波长 450 nm 和 530 nm 下的荧光寿命(τ, ns)、强度占比(*f*, %) 和平均寿命($\bar{\tau}$)。长江在 450 nm 处的荧光发射强度加权平均寿命($\bar{\tau}$)最短(5.09 ns),而南湖最长(5.45 ns);东湖在 530 nm 处的最短(5.11 ns),而南湖最长(5.63 ns)。这些明显不同的荧光寿命和强度占比分布表明,尽管 EEM 光谱中存在相似的发射峰,但不同样品中的可溶性有机物成分是不同的。

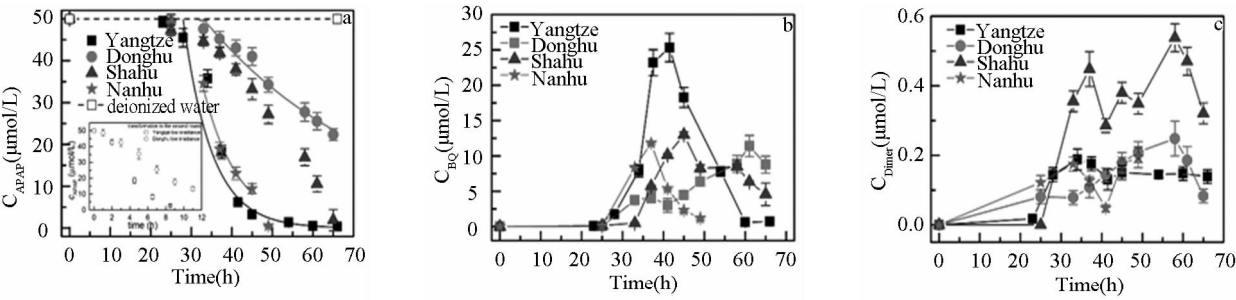


图 7 低光照条件下(1.1 mW/cm²)地表水体中污染物的转化及转化产物的生成

表 3 地表水体时间相关荧光光谱特征值

取样点	Em(nm)	$\tau_1(f_1)$	$\tau_2(f_2)$	$\tau_3(f_3)$	$\bar{\tau}$	χ^2
长江	450	9.24 (40.51%)	2.79 (45.87%)	0.50 (13.62%)	5.09	1.07
	530	9.09 (43.43%)	2.69 (42.85%)	0.47 (13.72)	5.16	1.09
南湖	450	9.39 (44.28%)	2.83 (43.60%)	0.49 (12.12%)	5.45	1.03
	530	9.64 (45.02%)	2.86 (42.91%)	0.49 (12.07%)	5.63	1.07
东湖	450	9.07 (43.27%)	2.68 (43.93%)	0.44 (12.80%)	5.16	1.10
	530	8.90 (44.84%)	2.53 (41.95%)	0.43 (13.21%)	5.11	1.02
沙湖	450	9.30 (42.22%)	2.77 (44.15%)	0.48 (13.64%)	5.21	1.09

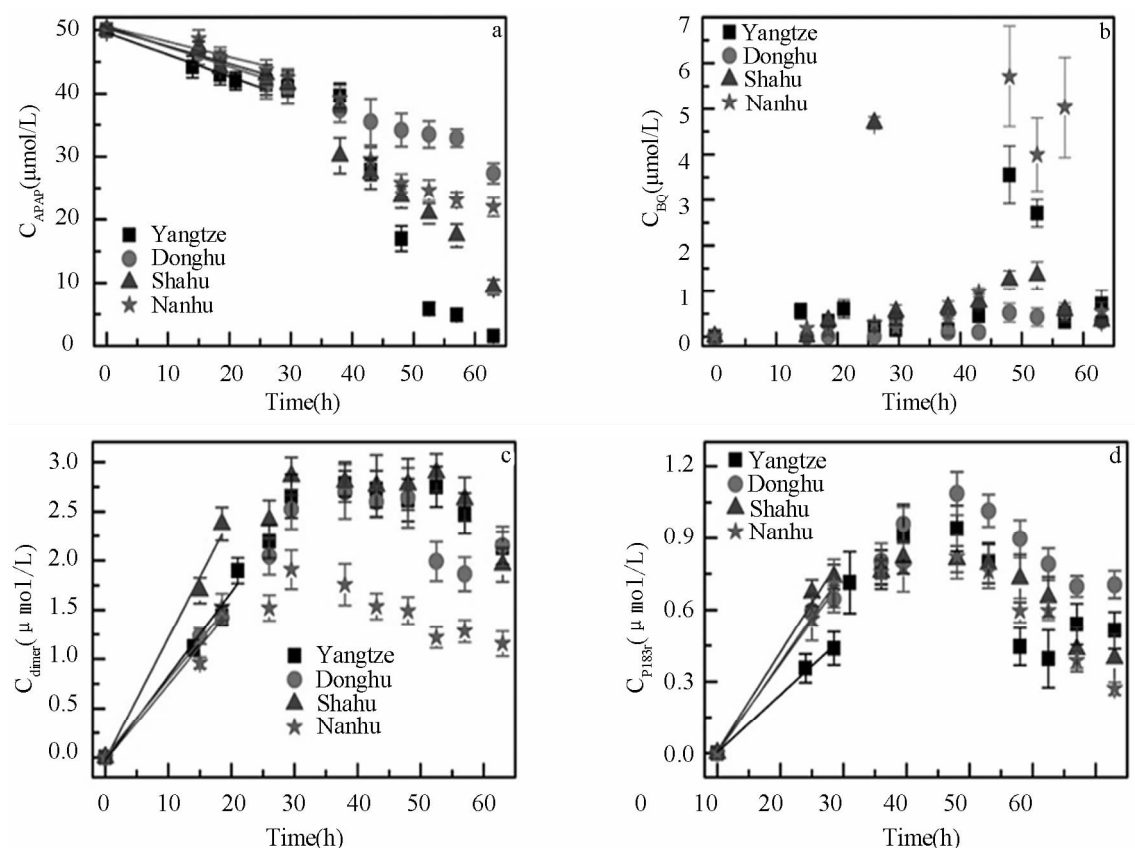


图 8 中度光照条件下($5.9 \text{ mW}/\text{cm}^2$)地表水体中污染物的转化及转化产物的生成

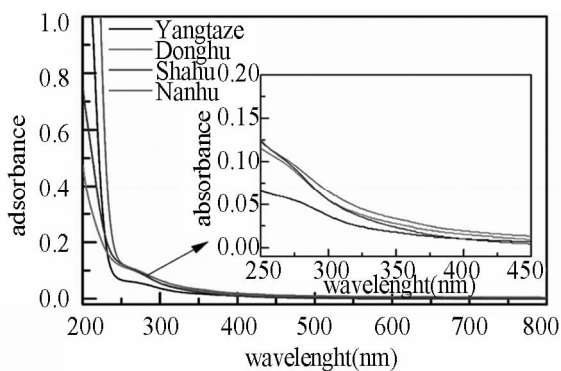


图 9 长江、南湖、东湖和沙湖水体的吸收光谱

通过计算,长江、东湖、沙湖、南湖水体中二聚体初始生成率的 2 倍($2 \times r_{\text{dimer}}$)与 $P183$ 初始生成率(r_{P183})之和同 r_{APAP} 的比值分别为 0.57、0.62、0.86 和 0.73。这些数据表明,在 $5.9 \text{ mW}/\text{cm}^2$ 的中度光照下,污染物在转化初期 35 h 内以光转化过程为主(均高于 0.5)。但需要指出的是,实验是在连续光照下进行的,自然条件下的光转化率计算需要调整到实际的日照时间和光强。

对苯醌的累积浓度比无光照或弱光照条件下要

低,说明在相对较高的光强下,生物转化过程对污染物转化的贡献较小;另一方面,对苯醌在光照下的加速降解也可能导致其相对较低的累积浓度。

2.5 高光照条件下典型污染物的转化

在高光照条件下,各地表水体的污染物均发生单指数转化(图 12-a)。长江、东湖、沙湖和南湖水体的 r_{APAP} 分别增至 $0.56 \mu\text{M}/\text{h}$ 、 $0.75 \mu\text{M}/\text{h}$ 、 $1.02 \mu\text{M}/\text{h}$ 和 $1.13 \mu\text{M}/\text{h}$ 。实验中同时也检测到二聚体和 $P183$ 的存在(图 12-c,d),并且两种中间产物的累积浓度都高于中度光强下的浓度,特别是 $P183$,证明光转化起到了明显的贡献。长江、东湖、沙湖、南湖水体在转化初期 $2 \times r_{\text{dimer}}$ 与 r_{P183} 之和同 r_{APAP} 的比值分别为 0.93、0.63、0.45 和 0.40。结果表明,在各地表水体中,光转化对南湖水体的污染物转化贡献最小。

另一方面,对苯醌累积浓度达到最大后趋于恒定,且其浓度在高光强下比在无光照或弱光照下要低得多(图 12-b)。由此可见,在高光照下,不同地表水体中污染物的生物和非生物转化对光强的响应也不同;而对苯醌累积浓度较低的原因,一方面是因

为生物转化贡献相对较小,另一方面也是由于对苯

醌在高光强下并不稳定造成。

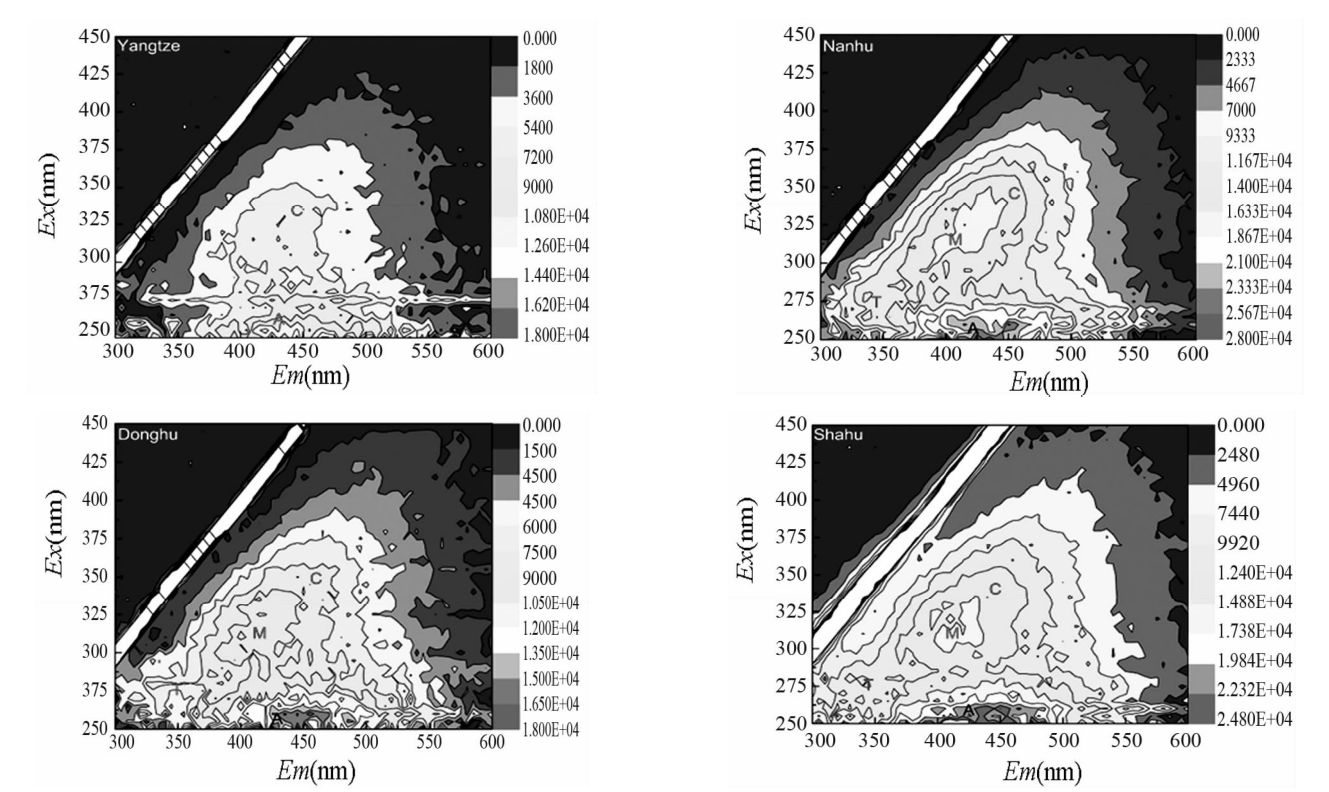


图 10 长江、南湖、东湖和沙湖水体的激发发射矩阵(EEM)光谱

值得注意的是,污染物完全去除的时间随着光强的增加而增加(图 2 - a、图 7 - a、图 8 - a、图 12 - a);同时,光转化率也随光强的增加而增加,这表明生物转化在连续光照下受到抑制。进一步研究表明,光照下微生物群落的变化是导致光照对生物转化产生抑制作用的主要原因。

2.6 典型污染物转化的相对贡献估算

上述结果表明,在自然环境条件下,生物和非生物反应都有助于污染物在地表水中的整体转化。本节将进一步评价在自然环境条件下生物和非生物反应各自的贡献。

在晴朗的天气(2018 年 6 月 27 日),采样点处日平均光强约为 15.6 mW/cm²(图 13),以水体表面的平均消光系数(2.5/m)计算,地表水体(<0.5 m)接收的平均光强约为 5.1 mW/cm²,与本研究中度光照强度相当。假设迟滞期持续时间不随光强变化,则初始阶段的污染物损失率全部归因为光转化,以连续光照下的平均值 0.29 μM/h 计;采用常规环境条件下明暗交替(12L/12D)来简化计算,光转化率

(r_{photo})为上述值的 50%即 0.15 μM/h。自然条件下的生物转化率(r_{bio})以无光照和中度光强下的平均值计算得到,则长江、南湖、东湖和沙湖分别为 2.49 μM/h、1.61 μM/h、0.78 μM/h 和 1.94 μM/h。

用下式计算光转化在总转化中的相对贡献(η_{photo} ,%), $t_{\text{lag-phase}}$ 和 $[APAP]_0$ 分别代表迟滞期持续时间(约 35 h)和污染物初始浓度(50 μM):

$$\eta_{\text{photo}} = \frac{r_{\text{photo}} \times t_{\text{lag-phase}}}{[APAP]_0} + \frac{r_{\text{photo}}}{r_{\text{photo}} + r_{\text{b}}}$$

(1)

根据计算结果,长江、南湖、东湖和沙湖的污染物转化的 η_{photo} 分别为 16%、19%、27% 和 18%。值得注意的是,由于计算中使用的 r_{photo} 几乎是其最大值,所以光转化的实际贡献值可能小于计算值,但各地表水体中生物转化仍占主导(>73%)。

2.7 典型污染物浓度和光强对微生物的影响

东湖原水、加入 5 μM 和加入 50 μM 污染物的东湖水中提取的 DNA 分别为 1.75 μg/L、0.98 μg/L 和 1.91 μg/L。由于 DNA 与微生物丰度呈正相关,这些数据之间的差异表明,东湖水体微生物丰度受

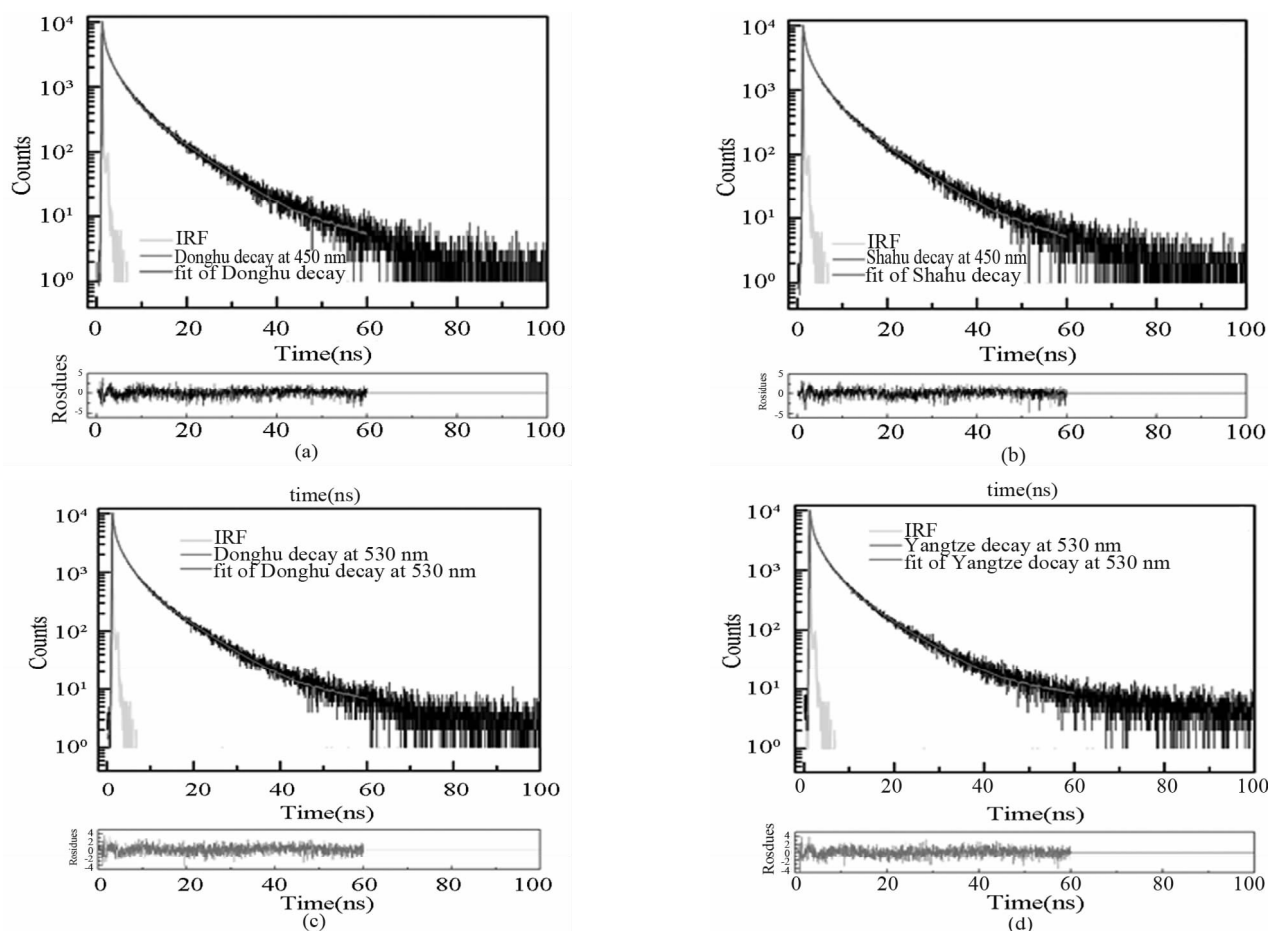
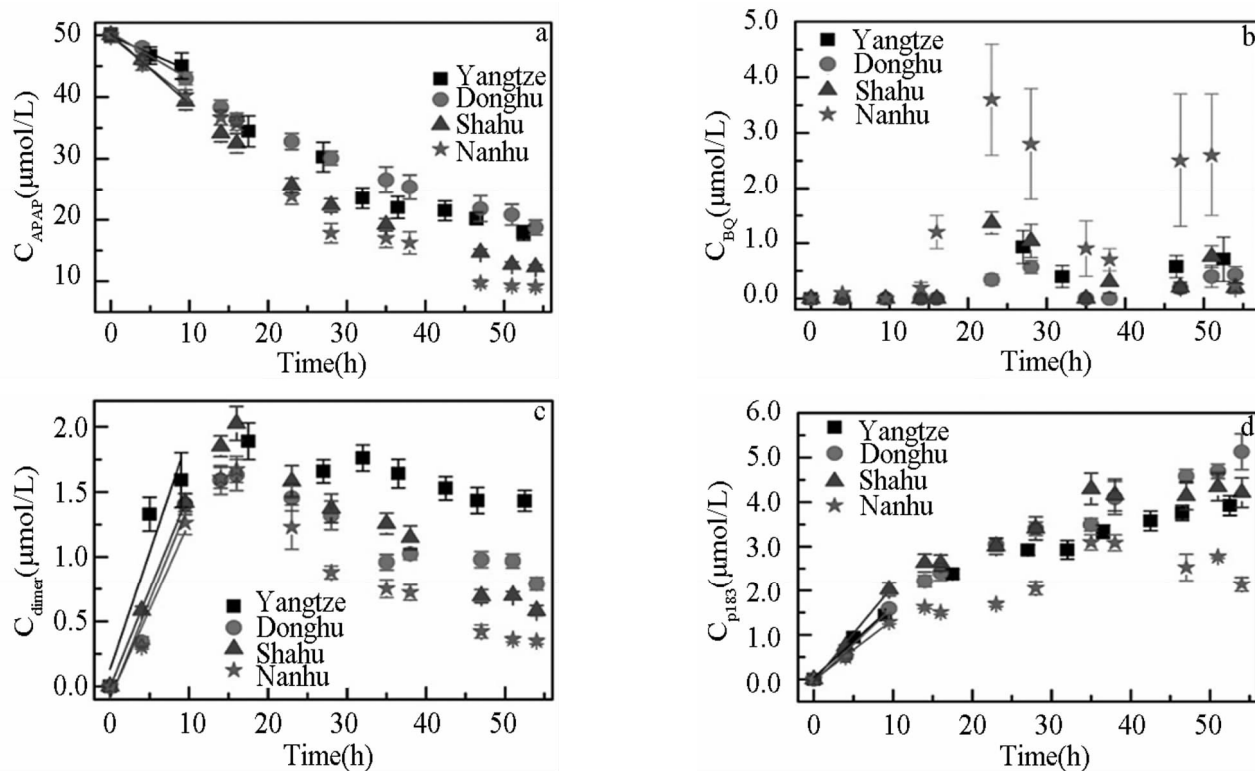


图 11 东湖 (a) 和沙湖 (b)、东湖 (c) 和长江 (d) 在 450 nm 和 530 nm 处的荧光衰减

图 12 高光照条件下 ($250 \text{ mW}/\text{cm}^2$) 地表水体中污染物的转化及转化产物的生成

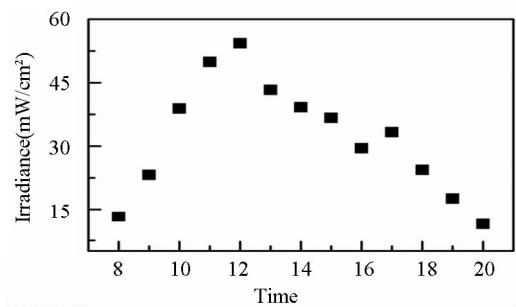


图 13 太阳光照强度全天变化

到污染物存在的影响(图 14)。

图 14 - a 可见,对比东湖原水、加入 5 μM 和 50 μM 污染物的东湖水,菌落组成在 24 h 后存在显著差异。单因素方差分析表明,Flavobacteriia (* 表示 $0.01 < P < 0.05$ 的显著差异)、Verrucomicrobia Incertae Sedis、Cytophagia 和 Sphingobacteriia (** 表示 $0.001 < P < 0.01$ 的显著差异)的相对比例有显著差异。细菌丰度和组成的变化表明微生物利用污染物可能需要经历一个迟滞期(图 2,图 4),该迟滞期持续时间由微生物的丰度和组成决定。

图 14 - b 显示了中度和高度光强下水体细菌组

成的差异。在预先用 $5.9 \text{ mW}/\text{cm}^2$ 和 $250 \text{ mW}/\text{cm}^2$ 的光强照射了 24 h 的东湖水中分别提取到 DNA 为 $1.27 \mu\text{g}/\text{L}$ 和 $1.15 \mu\text{g}/\text{L}$,为东湖原水的 72% 和 66%。光照除了影响地表水中细菌的丰度外,还影响了其中细菌的群落结构。尽管一般认为光有助于微生物的生长,但最近的研究表明,光敏化反应对水生细菌确有不影响 (Romero et al, 2011; Rosado - Lausell et al, 2013; Maraccini et al, 2016; Mostafa et al, 2016; Sun et al, 2016);此外,模拟阳光中的 UVB 和 UVA 成分也可能直接抑制水体微生物,且对不同物种产生的影响是不同的 (Santos et al, 2012; Hader et al, 2015)。

在本研究中,光照处理前后优势菌类放线菌和 β - 蛋白菌的相对比例存在差异,但还没有达到统计学上的显著程度。而 norank_p_Saccharibacteria、Deltaproteobacteria ($0.01 < P < 0.05$) 和 Flavobacteriia ($0.001 < P < 0.01$) 的相对比例有统计学差异(图 14 - b)。因此,在高光强条件下,微生物的灭活和微生物组成的改变可以降低生物转化在地表水中转化的贡献。

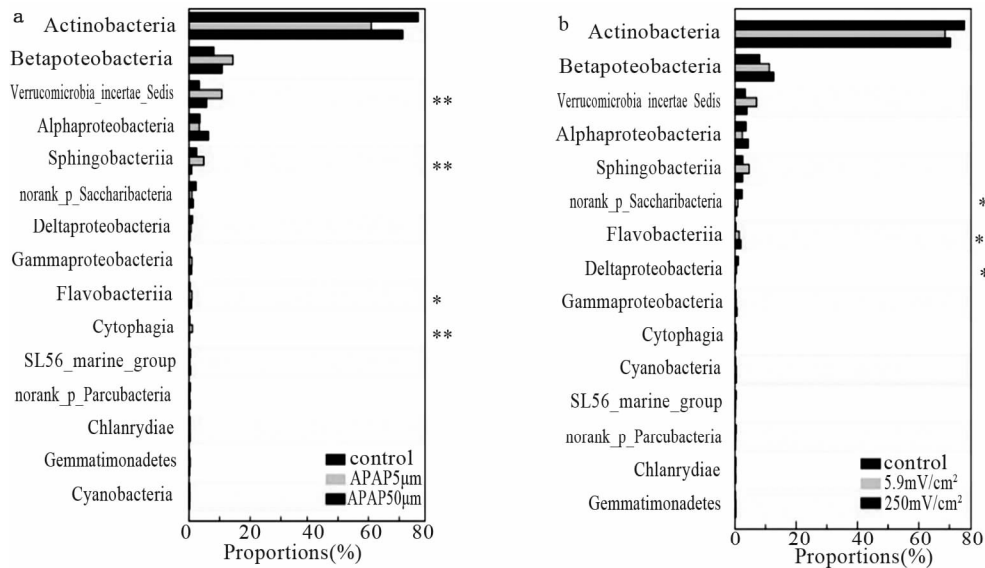


图 14 不同控制条件下东湖水体中细菌组成的单因素方差分析

3 结论

(1) 在模拟实验条件下,化学反应和微生物反应都有助于污染物在地表水体中的转化,并且生物转化起主导作用(73% ~ 84%)。地表水中微生物丰度和群落结构存在的统计学差异导致了污染物转化的

迟滞期持续时间存在较大差异。在所有地表水中都发现了相同的转化产物对苯醌,同时光转化倾向于生成对乙酰氨基酚低聚物和一种氧化中间体。

(2) 光强的增加有利于化学转化而抑制生物转化,进而对微生物群落结构产生显著性影响,且定量分析发现地表水体中污染物化学转化的贡献小于

30%, 而生物转化贡献大于 70%; 污染物在不同水体的转化快慢差异明显, 通常自然光强下江河水体比湖泊水体的污染物净化能力更强; 东湖自净能力并未明显提高, 生境的转化可能需要更长时间。

(3) 本研究为水系连通的必要性提供了直接佐证, 支持了江河水体比湖泊水体的污染物净化能力更强的观点; 同时也为水生微生物的丰度和组成受光照影响提供了直接的实验证据, 支持了生物和非生物转化各自的贡献高度依赖于光照的观点。对于地表水体的修复而言, 不应轻易改变水体生境, 修复手段尽量还是以强化生物过程为主。

(4) 本文只研究了一种典型污染物, 需要进行更多与不同类型污染物在地表水体中的转化动力学和转化途径有关的工作, 尤其是在污染物环境浓度层面上, 以此量化化学和微生物反应的贡献。

【参考文献】

- [1] Aguer J P, Tetegan D, Richard C, 2005. Humic substances mediated phototransformation of 2,4,6-trimethylphenol: a catalytic reaction[J]. *Photochem Photobiol Sci*, 4 (6):451-453. Canonica S, 2007. Oxidation of aquatic organic contaminants induced by excited triplet states[J]. *CHIMIA Inter J Chem*, 61 (10):641-644.
- [2] Canonica S, Jans U, Stemmler K, et al, 1995. Transformation kinetics of phenols in water: photosensitization by dissolved natural organic material and aromatic ketones[J]. *Environ Sci Technol*, 29 (7):1822-1831.
- [3] Canonica S, Hellrung B, Müller P, et al, 2006. Aqueous oxidation of phenylurea herbicides by triplet aromatic ketones[J]. *Environ Sci Technol*, 40 (21):6636-6641.
- [4] Coble P G, 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy[J]. *Mar Chem*, 51 (4):325-346.
- [5] De Laurentiis E, Maurino V, Minero C, et al, 2013. Could triplet-sensitized transformation of phenolic compounds represent a source of fulvic-like substances in natural waters? [J] *Chemosphere*, 90 (2):881-884.
- [6] De Laurentiis E, Prasse C, Ternes T A, et al, 2014. Assessing the photochemical transformation pathways of acetaminophen relevant to surface waters: transformation kinetics, intermediates, and modeling[J]. *Water Res*, 53:235-248.
- [7] Del Vecchio R, Blough N V, 2004. On the origin of the optical properties of humic substances[J]. *Environ Sci Technol*, 38 (14):3885-3891.
- [8] Faust B C, Hoigne J, 1987. Sensitized photooxidation of phenols by fulvic acid and in natural waters[J]. *Environ Sci Technol*, 21 (10):957-964.
- [9] Fuchs G, Boll M, Heider J, 2011. Microbial degradation of aromatic compounds from one strategy to four[J]. *Nat Rev Microbiol*, 9 (11):803-816.
- [10] Golanoski K S, Fang S, Del Vecchio R, et al, 2012. Investigating the mechanism of phenol photooxidation by humic substances[J]. *Environ Sci Technol*, 46 (7):3912-3920.
- [11] Hader D P, Williamson C E, Wangberg S A, et al, 2015. Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with other environmental factors[J]. *Photochem Photobiol Sci*, 14 (1):108-126.
- [12] Hullar M A J, Kaplan L A, Stahl D A, 2006. Recurring seasonal dynamics of microbial communities in stream habitats[J]. *Appl Environ Microbiol*, 72 (1):713-722.
- [13] Li J, Ye Q, Gan J, 2014. Degradation and transformation products of acetaminophen in soil[J]. *Water Res*, 49:44-52.
- [14] Li Y, Pan Y, Lian L, et al, 2017. Photosensitized degradation of acetaminophen in natural organic matter solutions: the role of triplet states and oxygen[J]. *Water Res*, 109:266-273.
- [15] Maraccini P A, Wenk J, Boehm A B, 2016. Photoinactivation of eight health-relevant bacterial species: determining the importance of the exogenous indirect mechanism[J]. *Environ Sci Technol*, 50 (10):5050-5059.
- [16] Martinkova L, Kotik M, Markova E, et al, 2016. Biodegradation of phenolic compounds by Basidiomycota and its phenol oxidases: a review[J]. *Chemosphere*, 149:373-382.
- [17] McNeill K, Canonica S, 2016. Triplet state dissolved organic matter in aquatic photochemistry: reaction mechanisms, substrate scope, and photophysical properties[J]. *Environ Sci: Proc Impacts*, 18 (11):1381-1399.
- [18] Mostafa S, Rubinato M, Rosario-Ortiz F L, et al, 2016. Impact of light C. Zhou et al/Water Research, 148 (2019) 133e141 140 screening and photosensitization by surface water organic matter on *Enterococcus faecalis* inactivation [J]. *Environ Eng Sci*, 33 (6):365-373.
- [19] Mukherjee S, Basak B, Bhunia B, et al, 2013. Potential use of polyphenol oxidases (PPO) in the bioremediation of phenolic contaminants containing industrial wastewater[J]. *Rev Environ Sci Biotechnol*, 12 (1):61-73.
- [20] Otton S V, Sura S, Blair J, et al, 2008. Biodegradation of mono-alkyl phthalate esters in natural sediments[J]. *Chemosphere*, 71 (11):2011-2016.
- [21] Paul A, Hackbarth S, Vogt R D, et al, 2004. Photogeneration of singlet oxygen by humic substances: comparison of humic substances of aquatic and terrestrial origin[J]. *Photochem Photobiol Sci*, 3 (3):273-280.
- [22] Remucal C K, 2014. The role of indirect photochemical degradation in the environmental fate of pesticides: a review[J]. *Environ Sci Proc Impacts*, 16 (4):628-653.
- [23] Richard C, Canonica S, 2005. In: Boule P, Bahnemann D W, Robertson P K J (Eds.), *Environmental Photochemistry Part II* [C]. Springer Berlin Heidelberg:299-323.
- [24] Romero O C, Straub A P, Kohn T, et al, 2011. Role of temperature and suwannee river natural organic matter on inactivation kinetics

- ics of rotavirus and bacteriophage MS2 by solar irradiation[J]. Environ Sci Technol, 45 (24):10385–10393.
- [25] Rubin E, Alexander M, 1983. Effect of nutrients on the rates of mineralization of trace concentrations of phenol and p-nitrophenol[J]. Environ Sci Technol, 17 (2):104–107.
- [26] Santos A L, Oliveira V, Baptista I, et al, 2012. Effects of UV-B radiation on the structural and physiological diversity of bacterioplankton and bacterioplankton[J]. Appl Environ Microbiol, 78 (6): 2066–2069.
- [27] Shimp R J, Pfaender F K, 1985. Influence of easily degradable naturally occurring carbon substrates on biodegradation of monosubstituted phenols by aquatic bacteria[J]. Appl Environ Microbiol, 49 (2): 394–401.
- [28] Vione D, Minella M, Maurino V, et al, 2014. Indirect photochemistry in sunlit surface waters: photoinduced production of reactive transient species[J]. Chem Eur J, 20 (34):10590–10606.
- [29] Wang Y, Liu L, Chen H, Yang J, 2015. Spatiotemporal dynamics and determinants of planktonic bacterial and microeukaryotic communities in a Chinese subtropical river[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 99 (21): 9255–9266.
- [30] Wu S, Zhang L, Chen J, 2012. Paracetamol in the environment and its degradation by microorganisms[J]. Appl Microbiol Biot, 96:875–884.
- [31] Yan Q, Stegen J C, Yu Y, et al, 2017. Nearly a decade-long repeatable seasonal diversity patterns of bacterioplankton communities in the eutrophic Lake Donghu (Wuhan, China)[J]. Mol Ecol, 26 (14):3839–3850.
- [32] Zhang Y, Del Vecchio R, Blough N V, 2012. Investigating the mechanism of hydrogen peroxide photoproduction by humic substances[J]. Environ Sci Technol, 46 (21):11836–11843.
- [33] Zhang L, Hu J, Zhu R, et al, 2013a. Degradation of paracetamol by pure bacterial cultures and their microbial consortium[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 97 (8):3687–3698.
- [34] Zhang Y, Liu X, Wang M, et al, 2013b. Compositional differences of chromophoric dissolved organic matter derived from phytoplankton and macrophytes[J]. Org Geochem, 55:26–37.
- [35] Zhang Y, Simon K A, Andrew A A, et al, 2014. Enhanced photoproduction of hydrogen peroxide by humic substances in the presence of phenol electron donors[J]. Environ Sci Technol, 48 (21): 12679–12688.

(收稿日期:2019-04-23)

简 讯

英山县举行城乡供水一体化项目现场推进会

6月5日,在西河中心水厂,英山县举行城乡供水一体化项目现场推进会。省水利厅副厅长唐俊、省饮水办主任陈建华,黄冈市政协副主席、英山县委书记陈武斌等出席会议。

英山县城城乡供水一体化项目是黄冈市第一个以县域统筹实施的重大饮水项目。推进会现场建设的西河中心水厂改扩建工程日供水量5万t,受益人口21.2万人。唐俊表示,英山县城城乡供水一体化项目的开工建设,翻开了英山县农村供水历史崭新的一页。县域城乡供水一体化建设响应了中央乡村振兴战略和城乡融合发展的时代要求,回应了人民群众对安全饮水的迫切需要,更加符合当前和将来农村供水的发展需要和要求,体现了英山县委县政府的为民情怀和历史担当。

唐俊强调,参建单位要按照既定目标进一步优化思路设计,强化过程监管,加强协同合作,抢时间、抓进度、强管理、保质量,把项目建设成经得起历史检验和人民群众满意的廉洁工程、精品工程、示范工程。

现场推进会后,陈建华前往红花咀水库查看拟建日供水规模2万t的东河水厂厂址,正在建设的日供水1000t的陶河水厂现场。英山县城城乡供水一体化工程项目建成使用后,可以使100%的城镇居民和75%的农村人口饮用水“同管、同量、同质、同安全”。陈建华表示,城乡供水一体化符合中央乡村振兴战略的核心要义,也是湖北省农村饮水工作的努力目标。

(摘自《湖北省水利厅网》2019年6月12日)

水生态环境

湖泊生态保护与美丽湖北建设探讨

肖 斌

(湖北省防汛抗旱机动抢险总队 武汉 430071)

摘 要 湖泊保护事关绿色发展和生态文明建设大局,支撑着湖北经济社会发展,关乎人民群众的幸福感和获得感。通过分析湖北省得天独厚的水资源优势,探讨了湖泊资源在促进区域经济社会发展和维持区域生态平衡中的重要作用与可行性方法。

关键词 湖泊保护;生态文明;美丽湖北

湖北因湖而得名,素有“千湖之省”的美誉。境内湖泊是长江中下游湖泊群的重要组成部分,除大九湖位于神农架林区西北郊外,其余湖泊均集中在平原湖区,分布于长江、汉江沿岸、平原周边 50 m 等高线一带以及江河相间的平原洼地。

解放初期,湖北省面积 100 亩以上的湖泊有 1 332 个,水面面积 8 528 km²。1957 ~ 1962 年,为防止外江洪水威胁,开始“修筑堤防、关好大门”,“河湖分家、撇洪入江”,在湖泊通江河口建设了大量堤防工程,河湖开始分家,湖泊水位不再随江水同涨同落,解除了外洪威胁。1963 ~ 1970 年,为发展粮食生产,大规模地开挖、整修河网渠道,兴建了一大批泵站涵闸,湖区排灌能力大大提升,在发展农(渔)业的同时,导致了湖泊面积萎缩。1971 ~ 1976 年,大规模的围湖造田,很多大型湖泊开始萎缩或被围垦成鱼池。80 年代,湖泊萎缩趋势减缓,但因大面积改造湖泊、开挖鱼池,部分湖泊逐渐失去了湖盆形态和调蓄功能,世纪之交前后 20 年,城市扩张和房地产开发填湖造地,导致城中湖和近郊湖泊水面面积缩减,有的甚至完全消失。

2012 年,湖北省开展“一湖一勘”工作,面积 100 亩以上的湖泊 728 个,水面总面积 2 000 km²;另有面积 100 亩以下的城中湖 27 个。全省湖泊共计 755 个,水面面积总计 2 707 km²,其中跨省湖泊 3 个(龙感湖,牛浪湖,黄盖湖),跨市湖泊 12 个,城中湖 103 个。

1 存在的问题及分析

1.1 湖泊保护方面

(1)湖面遭到蚕食。湖北省 100 亩以上的湖泊由解放初期的 1 332 个减至 728 个,水面总面积由 8 528 km² 萎缩至 2 000 km²,湖泊数量减少近 50%,水面面积减少了约 75%。短短 60 余年,湖泊变化触目惊心;如若再不进行保护,要不了多少年,“千湖之省”就成为历史的记忆。

(2)水产养殖过度。湖北省湖泊绝大多数具有养殖功能,是淡水鱼及其他水产品的主要生产基地,正是基于这点,各级政府和当地老百姓为提高经济效益采取各种办法开展渔业生产,大量施以围堤和围栏、围网手段,建精养鱼池,饲养滤食性鱼类如鲢鳙,为提高渔业产量,投饵投肥难以避免,过度养殖造成湖泊富营养化加剧。

(3)保护意识淡薄。湖北省湖泊数量众多、湖岸线长、情况复杂,无论是城中湖还是乡村湖,各种有损湖泊健康的行为时有发生,如投饵投肥、暗管排污、非法填埋、倾倒垃圾等等,所有这些仅仅依靠有限的监管部门和更有限的监管人员远远不够,需要沿湖居民都来保护和监管。但调研发现,大多数沿湖居民对上述损害湖泊健康的行为均视而不见、充耳不闻,只有当这些行为损害到自己的生活和利益时,才会向当地政府和媒体反映问题,百姓的湖泊保

护意识极为淡薄和缺失;而这种迟到的反馈信息,无疑使得湖泊侵害和污染已经既成事实,很大程度上降低了湖泊管理效率,增大了湖泊治理成本,错过了湖泊保护的最好时机。

1.2 水利设施方面

(1)堤防建设标准低。湖北省湖泊湖围堤防大多形成于20世纪五六十年代,因陋就简,就地取材,就地建设,因此大多是用湖泥堆在湖底淤泥基础上,沉降厉害,虽逐年加培,但达到设计标准的很少;加上湖堤上的涵闸、泵站等建筑物设计标准低、运行时间长、老化严重,长期带病运行,每当汛期到来,险象环生。

(2)防洪排涝减灾能力不足。湖北省湖泊设计防洪能力大多为10~20年一遇,少数为50年一遇标准;排涝能力大多为5~10年一遇,少数为20年一遇标准;而现在无论是防洪或是排涝能力最好的也仅仅只达其下限,大多数湖泊防洪排涝能力远远达不到设计标准。

1.3 水生态环境方面

(1)水污染日益突出。2013年,全省对列入《湖北省第一批湖泊保护名录》中的308个湖泊开展了水质监测工作。对98个城中湖及82个水面面积大于5 km²重点湖泊水域的水质评价结果表明,全省湖泊水质总体为中度污染,主要污染指标为总磷、化学需氧量、五日生化需氧量;面积大于5 km²重点湖泊水质总体为轻度污染;城中湖水质总体为重度污染,富营养化现象较为严重。导致城中湖普遍呈现富营养化状态的污染源包括:①点源污染,指生活污水、工业废水、污水处理厂尾水等排放入湖;②面源污染,指老城区无法实现彻底截污及雨污分流,大量污染物随着地表径流进入湖泊,使得城市雨水成为城中湖的主要面源污染来源;③内源污染,指投肥投饵养殖和不科学清淤,累积了大量污染沉积物,在水流和波浪等水动力过程的作用下,不断重复着沉淀和再悬浮的过程,持续释放污染到水体。

(2)水生态环境持续恶化。由于湖泊面积萎缩和容积减少,湿地植被和野生动物生存环境受到限制,水生态系统破坏加剧,带来生物数量下降,多样性减少,物种结构发生改变,部分水生植物濒临灭绝。分析发现,城中湖中通常没有沉水植物生长;湖泊周边过度硬化,或成为社区,或建成驳岸,或铺成硬质路面,植被缓冲带缺失或宽度不足;鱼类群落结构不合理,多数以杂食性的鲤、鲫为优势种,缺乏在

食物网中处于高营养级别的鳊、鲢、乌鳢等肉食性鱼类;底栖动物群落退化严重,未发现螺、蚬、蚌类等大型底栖动物,以富营养化指标种摇蚊幼虫和水丝蚓等小型底栖动物为优势种,在一些清淤过度的水域,甚至未发现任何种类的底栖动物;大型浮游动物密度低,浮游动物小型化,且出现的都是如轮虫、剑水蚤、变形虫、污钟虫等中污带和多污带的指示物种;营养盐循环速率高,沉积物-水耦合作用剧烈,底泥易再悬浮;食物链短,生态系统结构简单,多样性低,自净能力普遍较弱。

1.4 湖泊管理方面

(1)管理体制不顺。目前,涉湖管理包括水利、水产、环保、林业、农业、国土、建设、旅游、海事(公安)等部门,管堤防的不管水面,管水面的不管水质,管水质的不管功能,缺乏部门联动机制。

(2)综合管理执法困难。虽然在《湖北省湖泊保护条例》的要求下,成立了一些湖泊专管机构,但主要负责监督、协调、宣传和服务,没有真正的执法权,对违规违建、违法圈地填湖、污水直排入湖等现象,执法主体缺失;再者,绝大多数湖泊没有设立水文和水质监测站,没有连续的水质、水生态监测数据。因此,不能制定科学高效的管理方案和措施,难以真正管理好湖泊。

2 湖泊保护与利用探索

近年来,湖北省在推动科学发展的过程中,充分意识到了湖泊资源的重要作用,积极探索湖泊保护与开发策略。

2.1 完善涉水法规制度,明确管水部门地位

湖北省委、省政府高度重视湖泊保护工作,将湖泊保护纳入全省“一元多层次”发展战略,建立最严格的“护湖管水”责任体系,坚持保护为先,促进湖泊资源的永续利用。颁布实施《湖北省湖泊保护条例》,为湖泊管理保护提供坚实法制保障。召开高规格的全省湖泊保护大会,与各市州签订《湖泊保护责任书》,对地方政府实行目标责任考核。出台《关于加强湖泊保护与管理的实施意见》,成立以政府为主导,水利、环保、城管、规划、农业、林业等多部门组成的湖泊保护管理工作领导小组,建立了联系工作机制,设立“湖北省湖泊局”,明确水行政主管部门的湖泊保护主体地位。

2.2 编制湖泊保护规划,遏制生态下滑趋势

以“保水质不污染、保数量不减少、保面积不萎

缩”为目标,组织开展湖泊保护规划工作,目前已基本完成全省重要湖泊的保护规划编制工作,计划用3~5年时间,基本遏制湖泊面积萎缩、数量减少的局面;主要湖泊污染排放总量、富营养化趋势得到有效控制,水功能区划达标率70%以上,具有饮用水源功能和重要生态功能的湖泊水质达到Ⅲ类以上。

2.3 加强湖泊综合治理,提升防灾减灾能力

积极构建江湖两利防洪减灾格局,着力提升湖泊防灾减灾能力。加强湖泊堤防、排水闸渠、排涝泵站等防洪排涝工程体系建设。着力推进湖泊水环境治理与修复,为恢复湖泊各项功能奠定基础。坚持“一湖一策、一湖一景”,先后组织实施了大东湖生态水网构建、汉阳六湖连通、四湖流域综合治理等湖泊生态修复工程,内沙湖生态修复项目工程、借粮湖水利综合治理工程等均取得良好的经济、社会和生态效益。

2.4 严控湖泊开发管理,营造爱湖惜水氛围

坚持严格执法,建立权责明确、行为规范、监督有效的湖泊保护执法体系,完善预防为主、预防与调处相结合的湖泊保护纠纷调处机制,统筹涉湖执法力量,加大湖泊执法监督力度,加强湖泊管理范围内建设项目管理,坚决打击查处违法设障、非法圈围、非法采砂、擅自取水排污行为,依法取缔非法占用湖泊水域、滩地的建设项目,坚持走合理开发之路。根据污染物限排总量要求,拟定湖泊重点水污染物的排放总量削减和控制计划,制定污染治理措施和污染源整治计划,以维护自然生态系统良性健康为前提的合理开发,充分发挥湖泊效益。在全省建立“人湖生死同体、福祸与同”的水文化价值观念,努力营造护湖为荣、损湖为耻的社会氛围,凝聚全社会爱湖惜水的强大合力。

3 生态湖泊愿景与美丽湖北对策

健康湖泊即生态湖泊,实现湖泊水清、流畅、岸绿、景美,促进美丽湖北建设。为此,需注重以下几个方面。

3.1 创新管理方式,加大执法力度

严格执行涉湖法律法规,加大贯彻落实《湖北省湖泊保护条例》、《湖北省人民政府关于加强湖泊保护与管理的实施意见》的力度。建立和完善湖泊保护的部门联动机制等10项法律制度和湖泊保护的16项禁令。建立事权清晰、权责一致、规范高效、监

管到位的湖泊管理体制,落实行政首长负责制,实行湖泊保护绩效目标管理。统筹涉湖执法力量,加大湖泊执法监督力度,加强湖泊日常检查和动态监控,使湖泊保护做到有法可依、有法必依、执法必严、违法必究。

3.2 凝聚各方力量,加强社会管理

创新湖泊管理与保护思路,实现政府管理向社会化管理的转变。环保、水利、农林等政府部门管理湖泊必不可少,除此之外,建立多层次、多方式的民间监督机制,发挥公众在湖泊保护中的重要作用,加大教育和宣传的力度,提高公众的湖泊保护意识,树立保护和改善湖泊环境的良好社会风尚,引导全社会的人都来关心和参与湖泊保护工作。

3.3 有计划实现“两退”,让湖泊休养生息

加强湖北水土流失综合治理,积极开展湖泊生态治理修复,推动实施退田还湖、退渔还湖,努力恢复天然湖泊水域面积,把形态保护、水质保护、功能保护、生态保护作为刚性约束。

3.4 实施河湖互连互通,构建生态水网工程

坚持山水田林湖是一个生命共同体的思想,科学编制湖泊保护规划,合理确定湖泊开发利用、生态保护、岸线利用等控制指标,确保湖泊数量不减少、面积不萎缩、水质不污染。推进实施河湖水系连通工程,构建布局合理、连通有序、通畅自然、循环良性、生态健康、引排得当、蓄泄兼筹、丰枯调剂、多源互补、调控自如的江河湖库水系格局。如大东湖生态水网工程,着力构建东沙湖连通、青山江湖连通、九峰渠连通、严东严西湖连通、严东湖北湖连通、北湖与长江连通等。实施联动、和谐的生态环境治理策略,激活江湖、湖湖内连功能,实现江湖、湖湖水体畅通的流水环境。

3.5 整合各方资源,实现美好愿景

整合水利、环保、农林等各部门的涉湖政策和资金资源,推进“一湖一责、一湖一景”建设,把湖泊建设成水清岸绿、生物多样的水生态景点,成为水系连通、旱涝无忧的水安全景点;成为传承文明、人水和谐的水文化景点,确保湖北省湖泊的永续利用。按照“五个”湖北要求(即富强湖北、创新湖北、法治湖北、文明湖北、幸福湖北),全省广大干群携手并肩、加强协作,奋力推进湖泊保护和利用工作。让湖泊既是全省人民的“钱袋子”,又是荆楚儿女的精神家园,真正实现“千湖之省碧水长流”的美好愿景。

(收稿日期:2019-05-29)

水生态环境

浅析长江大保护背景下的 中小河流系统治理策略

邹朝望

(湖北省水利水电规划勘测设计院 武汉 430064)

摘 要 长江中游湖泊众多、水系发育、河网密布交织,开展中小河流系统治理,对促进长江大保护战略意义的实现具有重要意义。针对湖北省中小河流系统治理中存在的主要问题,就如何强化系统综合治理效果、推进长江大保护战略,提出了提升公民生态意识、加强领导责任、优化设计理念、强化整片推进、落实长效管护机制建议。

关键词 中小河流;系统治理;生态意识;长江大保护

“共抓大保护、不搞大开发”是习近平总书记关于长江经济带建设系列重要指示和讲话的精神主线与实践要求,也是关于长江经济带建设思想的高度凝练与根本遵循,“大保护”放在了“大开发”的前面,由此可见长江的环境保护比开发更为重要;而湖北境内大大小小的河流和湖泊最终都会注入长江母亲河,成为黄金水道的一部分。在这种前提下,湖北长江的大保护任务就显得更加重要和艰巨了,怎样才能真正做到大保护,考验着荆楚儿女的智慧。要真正做好长江流域水资源保护,必须从源头抓起,找到真正的病根,才能真正根治。长江水域的污染,除了上游排泄下来的污染物外,主要在于两岸大大小小的支流以及星罗棋布的湖泊。因此,要想治理长江,必须加快推进长江流域中小河流的系统治理工作,做好各大支流水系的环境保护和治理。

1 河流生态有改善,系统治理有差距

党的十八大以来,湖北省在中小河流生态治理中取得了长足的进步,但也存在不足之处,离长江大保护背景下的河流系统治理尚有一定差距,主要表现在如下。

(1)公民环保意识不高。公民对生态文明背景下的河流生态没有足够的意识,涉及到各部门利益

的越多,项目开展起来越难。

(2)领导责任感不强。中小河流系统治理要取得良好的效果,仅靠水利部门牵头是不可能达到应有的效果,必须由政府牵头,各部门通力合作才能形成合力,才能办成事。

(3)资金落实不到位。中小河流系统治理,应真正体现“生态、环境、资源、文化、经济”功能的系统性和相应措施的集成性;湖北河流众多,系统解决中需要大量资金,国家财政投入力度有限,加之大部分地方配套资金不能到位,影响工程的顺利开展。

(4)系统治理技术体系尚不健全。中小河流系统治理尚没有健全的技术体系,各地方各设计单位的方案也是百花齐放,更多的偏重于传统水利,民生水利、现代水利以及生态水利的设计理念没能得到充分体现。

(5)后期管护机制没有形成。河道后期管护直接决定了中小河流系统治理效果的长期发挥,而现在在中小河流系统治理项目,不管从设计理念和政府层面,后期管护如何落实和开展,没能得到充分的认识。

结合目前湖北省中小河流系统治理中存在的主要问题,围绕长江大保护主体,本文就如何强化中小河流系统的治理效果谈谈自己的一点看法,供参考。

2 加强生态意识,形成社会合力

中小河流系统治理实际上是农村水生态文明建设的具体体现。水生态文明建设是一项复杂的社会系统工程,要使其目标和任务得以协调、有序地实现,从水生态文明建设的现实运转上看,开展全民教育、实施规范约束和推动社会实践,不失为水生态文明建设的重要实现途径。只要将这三者协调起来,发挥其合力,就能为中小河流系统治理的顺利开展奠定良好基础。

(1)加强各级责任人的水生态文明建设意识。对于一个地区而言,其生态环境状况关系人民群众切身利益和人心向背的重大的政治问题。这就要求党和地方政府的不仅要直面生态问题,而且要主动处理生态问题,把解决生态问题、建设生态文明作为政治活动的基本出发点之一,把中小河流系统治理作为政治考核指标。

(2)加强社会层面的水生态意识。要推动人们生活方式的革新,即倡导文明、健康、科学、和谐的生活方式,倡导生态文明行为,培育生态环境意识,把中小河流系统治理、建设农村生态文明的理念植人民心。

3 明确责任主体,协调项目推进

湖北河网密布,沿河大部分是农田或居民。农村河道存在的主要问题是多年水土流失造成的河道淤积和功能萎缩。在实施中小河流系统治理过程中,清淤量比较大,不可避免地占用农民土地,但中央明确规定中央财政资金不能用于占地补偿,地方资金又不能及时到位,这就造成了矛盾;另外,中小河流系统治理涉及水利、交通、农业、环保和林业部门,仅仅由水利部门去协调相关工作效率不高,势必影响工程进度。

应强化领导责任制,成立项目工作组,主要从事项目的协调、组织与管理的工作。项目组长由县长或副县长担任,其他成员可由规划、水利、农业、建设、农业、林业、环保等部门的主要领导人组成,形成强力专班,确保项目的有效推进和顺利实施。

4 提升生态理念,优化设计方案

我国治水思路伴随着国情和水情条件的变化而不断调整发展,经历了从主要“为农业服务”向“为国民经济和社会发展全面服务”的转变;从“传统水

利”向“现代水利、生态水利”的蜕变,突出了服务民生、保障生态等内容。中小河流系统治理也明确了在河道整治中要在保障防洪排涝功能的前提下突出生态,体现水生态文明。

在具体设计过程当中,应把生态设计理念贯穿到各个工程环节,以乡村振兴战略和美丽乡村建设为目标,围绕河道功能性建设,对河道整治工程进行深入思考,秉持“生态和谐”的设计理念,以生态护岸建设为主旋律;在有条件的河岸,根据自然条件和人文风俗,设计以河道为载体的开敞式休闲空间,体现人水和谐。结合农村区域不规则的特点,形成合理的水系网络,构筑点、线、面结合的水文布局,从而形成整体联通的水网,以达到防汛、除涝、整治水环境的效果。

5 强化整体推进,打造综合效果

中小河流系统治理整体推进不仅是要求河道建设的整乡推进,还应包括围绕新农村建设的其他建设项目的共同推进。首先,农村河道整治存在的问题之一是水污染严重,是由农村生活污水、垃圾、固体废弃物以及农药等外源污染造成的,仅仅通过河道整治不能解决全部污染问题,需要其他部门通过其他项目来共同解决;其次,新农村建设面貌的改观除了河道以外,还涉及到交通、园林等部门。河道整漂亮了,整干净了,如果交通和绿化不成形,也体现不出效果;反之,交通和绿化做好了,水不干净,河道不美观,也同样体现不出效果。

要彻底改变新农村建设面貌,达到中小河流系统治理的效果,应综合协调水利、交通、园林等相关部门力量,整合资金,整乡推进,成片打造,在注重河道基本功能整治的同时,应结合新农村建设,加强滨水景观建设和水文化建设。

6 优化筹措方案,保障项目资金

小河流系统治理涉及面广,建设任务重,中央财政资金非常有限。要做好农村水利工作,这点资金是不够的。因此,应充分发挥政府在水利建设中的主导作用,把水利作为公共财政投入的重点领域。要求各级财政对水利投入的总量和增幅有明显提高,进一步提高水利建设资金在固定资产投资中的比重,大幅度增加各级财政专项水利资金。各级政府从土地出让收益中安排一定比例用于农村水利建设。

加强水资源费、河道工程修建维护管理费、水土保持补偿费、水工程占用补偿费等水利收费的征缴管理,合理调整征收标准和范围,全额用于水利建设和管理。充分发挥水利投融资平台作用,鼓励符合条件的相关平台公司通过直接、间接融资方式,吸引社会资金参与水利建设。通过优化资金筹措方案,为农村河道整治提供资金保障。

7 落实长效机制,实现总体目标

加快实施河湖长制,稳步推进河道确权定界,落实职能职责,实行县、乡、村、用水者协会(或企业)四级管理体系,建立河道日常巡查维护管理机制。加

大宣传力度,发布加强河道和流域管理的通告,教育和培育新型农民,建立河道管理的激励约束机制;规范河道管理范围内各类生产建设行为,完善涉水项目报批程序;建立河道管理等涉水事务前置审批制度,探索建立将项目建设的涉水事务、涉水工程建设纳入项目立项审批、国土用地审批前置事项的工作机制;树立全流域一体化的管理理念,探索建立统一的流域协调管理机制;强建设、重管理,搞好河道设施配套,实行建管并重,实现河道综合治理建好一处、管好一处、长效保持一处。

(收稿日期:2019-03-20)

简 讯

全省水利网信工作会要求为水利发展提供强力支撑

6月5日,省水利厅召开水利网络安全和信息化工作会议,传达学习2019年水利部水利网信工作会议精神,落实省委、省政府关于网信工作决策部署。会议回顾了近年来湖北省水利网信工作取得的成效,分析研判新形势新要求,要求着力补齐信息化短板,强化水利网信监管,为新时代湖北省水利高质量发展提供强力支撑。厅党组成员万德学出席会议并讲话。

会议指出,近几年来,湖北省结合湖北水利发展实际,坚持以水利信息化带动水利现代化,以不断完善水利信息化基础设施特别是在防汛抗旱、水资源监控、水土流失监测等水利重点领域,支撑和服务水利改革发展的能力显著提升。同时,国家信息化战略实施、水利建设改革、新一代信息技术发展以及湖北省向水利强省跨越的使命,这些都要求我们打造智慧水利的湖北方案,迅速补齐认识上的短板、数据应用短板、业务支撑短板、建设管理短板、网络安全短板等五大水利信息化短板。

万德学指出,网络安全和信息化是事关国家安全和经济社会发展的重大战略问题,也是水利改革发展的重要基础支撑。他要求,各地要抓住当前和今后一个时期湖北省水利网信建设的关键期和机遇期,深入贯彻落实水利部和省委省政府决策部署,按照“安全、实用”水利网信发展总要求,强化水利网信监管,加强网信工作的领导和队伍建设,落实网络安全责任,完善水利信息化建设资金项目管理体制,突出信息化服务中心工作任务属性,提升数据管理深挖数据价值,推进信息技术与水利业务的深度融合,推进湖北省水利网信工作跨越式发展。

会议由厅二级巡视员江焱生主持,科技处传达了水利部水利网信工作会议精神,汇报了近年湖北省水利网信工作开展情况和2019年网信工作的重点任务,武汉市水务局等5个单位作了交流发言。

(摘自《湖北省水利厅网》2019年6月6日)

设计与施工

应用人字扒杆双钩钓鱼法安装预制箱型梁实例

杨世清

(湖北省四湖工程管理局 洪湖 433200)

摘要 武汉市某桥梁工程设计为二跨预制箱型梁,由于场地狭小、障碍物多、桥两边空中高压线、居民照明线、电缆线纵横交错,且存在项目工程量小、箱梁几何尺寸较大的难题,通过分析双钩钓鱼法的性能原理、施工技术及安全系数,成功并安全地解决了安装难题。

关键词 人字扒杆;双钩钓鱼法;预制箱型梁

湖北省武汉市某桥梁维修改建工程设计桥宽为9.6 m,采用装配式预应力混凝土小箱梁结构,设计荷载为公路 I 级,桥型结构设计为二跨 25 m 后张法箱梁,共有 6 片箱型梁;其中中板 2 片,安装重量为 70 t,边板 4 片,安装重量为 75 t。由于施工现场场地狭小、施工上方高压线、居民照明线、电缆线纵横交错,综合施工的可行性与经济性、施工方案经过反复比选,最后选定梁体安装采用扒杆双钩钓鱼法方案。

1 结构性能与原理简介

1.1 人字扒杆结构

人字扒杆采用角钢焊制成,高 18 m,分 3 节。节头间采用 24 mm 螺栓连接,上下节为大小头,由 4 根 6 m 长 $\angle 80 \times 80 \times 10$ 角钢和 4 $\times$ 16 根 $\angle 60 \times 60 \times 6$ 角钢焊制成。中间节上下尺寸均为 75 cm,4 根 6 m 长 $\angle 80 \times 80 \times 10$ 角钢和 4 $\times$ 14 根 $\angle 13 \times 63 \times 5$ 角钢焊制。左右扒杆顶上各项留 1 个 $\phi 120$,以便于安装滑车组。结构示意图见图 1。

1.2 性能与参数

人字扒杆可架设 30 m 以下的 T 型梁、箱型梁和空心板梁,桥幅宽度不限,适用任何曲线半径的桥梁。技术参数为适用跨 30 m,额定起重量为 100 t,纵坡不限、最大横坡 5%;有效起升 2 m,卷扬机速度 1 m/min;工作风力 6 级,非工作风力 10 级。

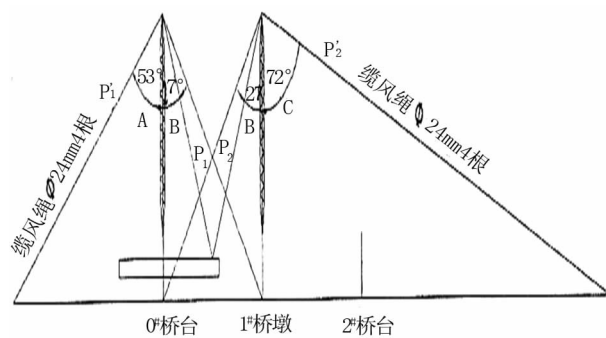


图 1 人字扒杆的结构示意图

1.3 工作原理

双人字扒杆各放置在需架设梁跨的盖梁上,利用设置的前后缆风绳固定,前后钩共同起吊梁体前端,前钩作为导向后钩承重,随着前后卷扬机的紧放,逐渐转变为后钩导向前钩承重,然后将后钩脱掉起吊梁体后端,将梁体最后放置就位。

2 扒杆架设施工技术

2.1 扒杆组装

(1) 缆风绳设置:人字扒杆的后缆风采用 4 条 $\phi 28$ mm 钢丝绳;因为前缆风吊重时没有很大拉力,所以前缆风采用 $\phi 24$ mm。

(2) 地锚设置:利用大桥桥墩桩头作为前缆风绳地锚,后缆风绳地锚采用挖埋钢木地锚作为人字扒杆架前缆风地锚;待第一孔吊装后,利用梁体(3 片

一联)作为人字扒杆架后缆风地锚。

(3)扒杆组装:采用 $\phi 24$ mm 高强度螺栓连接,人字扒杆顶部采用钢丝绳捆绑。

(4)卷扬机的固定:卷扬机是吊装主要起重机具,施工时配备3台10 t慢速卷扬机,2台用于扒杆上起吊,1台用于牵引梁从预制场到桥位;卷扬机采用地锚固定。

(5)滑轮组安装:采用10 t $\times$ 8轮,主要吊梁起重采用同一种滑轮,共两组;单轮滑车采用10 t $\times$ 1单轮,主要作为导向,临时可以起吊作用。

(6)后扒杆竖立:将固定好前后缆风绳的前后扒杆放置到桥台处,先将后扒杆底部固定,用钢丝绳将后人字扒杆的两单扒杆底部固定,距离约为4 m,通过辅助扒杆拉起钢索,使扒杆的顶部拉起立直,然后调整到喂梁位置。

(7)前扒杆过孔及竖立:从前面第二个桥墩把钢索拉到前扒杆底部,拉紧钢索,边调整钢索边将前扒杆吊至前方桥墩上,扒杆纵移过孔完成。前扒杆竖立同后扒杆方法相同。

(8)扒杆横移:扒杆左右横移采用齿条式千斤顶起,重复移动。

2.2 梁场起梁

在预制梁场进行预应力混凝土小箱梁制作,专业设备进行起梁,起梁部位安装起梁钢托架,起梁前要对起重设备进行全面检查,以检验起重设备的可靠性,然后正式起梁,以确保人员和设备安全,做到平稳过渡、安全就位到滚筒船板上。梁体两端两侧均用15 t手拉倒链固定,圆木斜撑支护。

2.3 安全性

采用双人字钢扒杆架梁,每根扒杆由断面为 $4 \times \angle 80 \times 80 \times 10$ 组成的格构式构件,扒杆高18 m,2根钢扒杆组成人字形为1副。在所架梁的两侧墩顶各立1副钢人字扒杆。经计算,每根18 m高钢扒杆承载力为73 t,1副扒杆的承载能力为146 t,由于1副扒杆吊一头的最大重量为 $75/2 = 37.5$ t,故扒杆安全系数 $K = 146/37.5 = 3.89$ (未包括钢材本身还有1.4的安全系数)。架梁时,将扒杆立于墩顶,扒杆脚分别位于梁支座中心,因扒杆脚对其承载物的压力仅为 $37.5/2 = 18.75$ t,远小于单头自重,故不会对梁及墩产生破坏。

2.4 梁体运输

(1)设置运梁小组,实行组长负责制。

(2)在存梁厂用千斤顶放到滚筒船板上,支撑绑

固并检查。

(3)运梁人员注意观察牵引钢丝绳与运梁道路必须保持平行,在弯道行使时要注意改变牵引方向,及时松、紧手拉倒链,杜绝斜拉运行,防患于未然。

(4)利用两台10 t慢速卷扬机牵引梁体,采用其中一台紧、另一台放的方法将梁体牵引到桥台处。

2.5 架设步骤

(1)扒杆中心于运梁中心线重合,运梁跑车将梁体前端喂至扒杆正下方。

(2)前后两个人字扒杆的钩勾同时起吊梁的前端,卸掉梁下前运梁跑车,并退至梁侧,使箱梁离开跑车。

(3)启动前扒杆的卷扬机,同时放松后扒杆的卷扬机,前面人字扒杆的吊勾进,后面人字扒杆的吊勾放松,使梁缓慢前移。

(4)梁接近前墩时(距设计位置约3 m),在梁后端设拉索控制固定梁体,后跑车退出,后面人字扒杆的吊勾移至梁后端,把梁吊起。

(5)控制梁本拉索的拉力,使梁就位到纵向设计准确位置,卷扬机同时下落,使梁底距支座10~20 cm,运用手动葫芦横移梁端,使梁到达横向设计位置,使梁的中心对准支座中心落梁,安装就位。

(6)临时固定:单片梁就位后应用圆木及时支撑,手拉倒链固定梁体,第二片梁同样用钓鱼法吊就位。两片梁就位后需及时进行横隔板连接钢筋、钢板的焊接作业以及前后梁体钢筋的焊接作业。

(7)该孔梁铺完后,拆除后面的人字扒杆进行过孔作业并移到前墩,开始下一孔梁体安装。每架完一孔,测量校核后立即实施横隔板混接缝作业,每架完一联,即进行封端固结,并进行墩顶连接。安装横隔板模板时,底模板采用吊拉法,侧模可设拉杆固定,拉杆可使用金属线代替。

2.6 人字扒杆移动过墩

(1)由前扒杆卷拉钢索,使后扒杆装到重型平车上,牵引钢索,移到前扒杆为止。

(2)固定扒杆后底部,卷动钢丝绳,使后扒杆拉直,并拉紧控制索。

(3)从前面第二个桥墩把钢索拉到前扒杆底部,拉紧钢索,边调整钢索边将前杆吊至前方桥墩上。

(4)把前扒杆底部固定,通过辅助扒杆拉起钢索,使扒杆B的顶部拉起立直,拉梁控制索(双缆),则纵移完成。

(下转第26页)

水利管理

关于湖北省实施最严格水资源管理制度考核的思考

程小翠

(湖北省水文水资源应急监测中心 武汉 430071)

摘 要 在解析最严格水资源管理考核背景、考核内容与考核形式的基础上,总结了湖北省自实施最严格水资源管理制度试点以来的工作现状。通过分析考核结果,反思考核过程中存在的主要问题,提出了相应的对策和建议,为最严格水资源管理制度的进一步落实提供参考和借鉴。

关键词 水资源管理;考核制度;湖北省

随着工业化和城镇化的进程加速,我国人多水少、水资源时空分布不均、水资源短缺、粗放利用、水污染严重、水生态恶化等问题日益突出,已成为制约经济社会可持续发展的瓶颈。在未来较长一段时期内,我国水资源需求将持续增长,供需矛盾将更加尖锐,面临的形势将更为严峻。解决日益复杂的水资源问题,实现水资源高效利用和有效保护,必须从根本上恪守制度、落实政策、深化改革。

1 考核工作背景

2011年中央1号文件和中央水利工作会议明确要求实行最严格水资源管理制度,确立水资源开发利用控制、用水效率控制和水功能区限制纳污“三条红线”,从制度上推动经济社会发展与水资源水环境承载能力相适应。针对中央关于水资源管理的战略决策,2012年1月12日,国务院以国发〔2012〕3号印发《关于实行最严格水资源管理制度的意见》,共分5个部分、20条,对实施最严格水资源管理制度工作进行全面部署和具体安排。

2012年5月,为充分发挥试点引导带动作用,水利部印发《关于加快实施最严格水资源管理制度试点的通知》,确定湖北省为全国加快实施最严格水资源管理制度的试点之一。水利部、湖北省人民政府

以水资源〔2012〕345号对《湖北省加快实施最严格水资源管理制度试点方案》进行了批复,省人民政府同时印发了省级层面的考核意见、考核办法(试行)及试点方案,与各市、州人民政府签订了目标管理责任书,并成立了试点工作领导小组办公室。

2013年10月中旬,水利部组织有关单位和专家对湖北省加快实施最严格水资源管理制度试点进行了中期评估,并联合省人民政府于2015年12月进行验收。经过3年的试点,2016年全省正式开始全面实行最严格水资源管理制度考核。目前,省、市(州)、县三级考核制度在全省已形成常态。

2 考核内容与形式

2.1 主要考核内容

根据《省人民政府办公厅关于印发湖北省实行最严格水资源管理制度考核办法(试行)的通知》(以下简称《考核办法》),考核主要内容包括“三条红线”目标完成情况、制度建设和措施落实情况。“三条红线”目标包括用水总量、万元工业增加值用水量降幅、农田灌溉水有效利用系数、重要江河湖泊水功能区水质达标率共4项指标;2016年开始,增加了万元GDP用水量降幅、重要水功能区污染物总量减排量两项指标。

制度建设与措施落实涉及“河长制”、取水许可与水资源论证、水资源用途管制、地下水管理和保护、用水定额和计划用水管理、农业节水和高耗水行业节水、水价改革和水资源费征管、江河水量分配及调度计划执行、水功能区划及相关管理、重要饮用水水源地安全评估、水资源管理考核等多个方面。因水资源管理工作年度任务侧重点的不同,每年考核的制度建设与措施落实情况会进行相应的部分调整。

2.2 考核组织形式

最严格水资源管理制度考核工作以年度为考核期,国家对湖北省、湖北省对17个市(州)、各市(州)对所辖县(市、区)三级考核工作从当年1月持续至10月,穿插交替进行,均采用上级水行政主管部门印发考核方案、各级人民政府组织自查、上级考核工作组开展技术复核与现场重点检查相结合的方式进行。

在省级考核层面,根据年初水利部印发的年度考核方案,每年3月底前,湖北省水利厅会同省发改、经信、财政、国土、环保、住建、农业、统计等部门组成的考核工作组,对上年度实施最严格水资源管理制度落实情况进行自查,形成的自查报告由湖北省人民政府上报国务院。国家考核组在湖北省自查的基础上,组织技术复核,并对考核情况进行重点抽查和现场检查,形成年度考核结果,报国务院审定后,以“一省一单”的形式对上年度的考核结果进行通报;省人民政府针对通报中指出的问题进行整改。

3 考核结果与成效

3.1 省级考核结果

自2012年7月试点以来,湖北省省级最严格水资源管理制度考核结果均为“良好”或“合格”等次。从每年上报水利部的考核自查报告复核技术资料数据来看,湖北省每年均按年度考核目标要求完成了“三条红线”考核任务,且与试点初期相比有以下变化:

(1)用水总量得到了有效控制。2017年全省用水总量290.26亿 m^3 ,远低于335.67亿 m^3 的年度控制目标。

(2)用水效率显著提高。2017年万元GDP用水量和万元工业增加值用水量与2015年相比,降幅分别达19.51%和20.49%,在经济总量和工业产值持续增长的前提下,用水效率得到显著提高。

(3)重要江河湖泊水功能区的水质明显改善。2017年重要江河湖泊水功能区水质达标率已达到91.9%,远高于2012年试点时的64.6%。

3.2 工作成效

经过3年的试点及近4年的正式实施,全省最严格水资源管理制度考核工作的成效逐步显现。省级考核工作机制和组织体系全面建立,水资源管理责任制和省、市、县三级水资源管理指标体系进一步明确,最严格水资源管理制度的实施得到有力推进;同时,各地强力推进河湖长制,实现省、市、县、乡、村5级河湖长进岗到位、领责履职。用水定额和取用水计划管理、农业和高耗水行业节水、节水型企业和单位创建、县域节水型社会建设等节水优先措施全面实施。水功能区划、水源地安全评估、水生态文明建设等水资源保护措施不断加强。水资源监控硬件设施基本完成,监控范围逐步扩大,监测评价能力不断提高。

4 存在的主要问题

4.1 考核体系失偏

根据《考核办法》,省人民政府为实行最严格水资源管理制度的责任主体,水利会同发改、经信、财政、国土、环保、住建、农业、统计等部门组成考核工作组,负责具体实施。实际过程中,因部门间责任分工不够明确,从自查、技术复核到现场检查、整改落实都以水利部门为主导,其他部门的参与度不高。

4.2 佐证资料重复

水行政主管部门印发的《考核实施方案》,其考核内容涵盖最严格水资源管理制度“三条红线”以及“四项制度”的各个方面,并进一步在制度建设与措施落实部分细分为几十项,对这些考核内容要求提供详实的佐证材料,但各考核项中涉及的工作内容存在交集且具有一定时序性,以佐证资料为准,不仅存在重复提供佐证资料的情况,增加了考核自查任务,而且不能较好地反映地方日常工作。

4.3 结果公布偏晚

水行政主管部门制定《考核实施方案》时,对上一年度的考核内容及细则、打分权重及标准等均在本年度才公布,导致地方把握不好水资源管理制度的年度工作重点,不利于相关工作落实。在考核过程中,上、下沟通交流不够充分,特别是国家考核省级层面,省考核办对自身考核得分及扣分详细情况不了解,不利于后续相关问题的整改落实;同时,考

核结果公布时间较晚,近几年均在 9~11 月,与各级对下一级人民政府主要负责人和领导班子综合考核评价工作时间(一般在第一季度)不匹配,考核结果实际运用受限。

4.4 数据可靠性偏低

水资源监控能力仍显薄弱、统计制度不完善。由于缺乏全面、扎实的监测或统计数据基础,部分考核指标如用水总量、农田灌溉水有效利用系数等,主要通过典型调查和推算取得,数据的代表性和可靠性存在一定不足。

5 对策与建议

5.1 强化最严格水资源管理制度的地位和作用

政府应站在生态文明建设高度,进一步强化最严格水资源管理制度及考核工作的地位和作用,在实施过程中升格考核工作组构成、提升考核现场检查领导层级;将考核结果纳入政府主要领导考评体系,发挥考核结果实际运用能力;对考核优秀地区采取以奖代补方式加大资金投入,对考核中反映的问题加大督导整改力度。

5.2 加大考核工作的组织协调力度

要进一步完善考核工作组各成员单位之间的责任分工和协作机制,按照机构改革后新的“三定方案”,划定各部门在落实最严格水资源管理制度及组织实施考核工作中的主要职责和具体任务,并在考核工作实施方案中予以明确。考核过程中要加强与地方政府及有关部门的沟通,特别应就地方考核得分情况、存在问题及整改意见进行充分沟通。一方面,允许各地进一步解释说明或补充材料,使考核结果更加公正;另一方面,让各地更加清晰认识自身问题所在,为下一步整改和进一步做好相关工作打下基础。

5.3 优化和简化年度考核方案

年度考核内容上应适度简化,除对“三条红线”

控制目标进行持续跟踪考核外,应根据年度工作重点,选择 3~5 项制度建设和措施落实情况开展重点考核;五年规划期末再进行全面考核;同时,进一步利用好各部门组织开展的涉水相关日常管理和专项监督检查工作成果,避免重复检查考核,多利用“四不两直”“双随机”等方式核实最严格水资源管理制度落实情况。

5.4 加强考核基础支撑工作

进一步扩大各类取用水户监控范围及连续、在线监控取用水量规模,全面提升水资源监测管理信息化水平。建立健全水资源统计调查制度,加强“三条红线”相关指标的理论、方法、技术研究,为考核提供更加权威、可靠的统计数据支撑。适度细化考核结果公告内容,采取公布全部考核等次,对“三条红线”控制目标未完成地方予以点名等形式,督促考核排名靠后地区正视差距、提高认识。

6 结语

根据水利部每年关于实行最严格水资源管理制度考核结果的通报,湖北省近几年来在落实该制度方面,仍存在水功能区监督管理有待加强、节水法规制度不健全、取用水计划不规范、与考核优秀省份相比用水效率偏低、农业节水优先措施不足等问题。

最严格水资源管理制度是集成性与根本性制度,涵盖水资源开发、利用、节约、保护各个环节,对经济社会可持续发展具有重大意义。随着水资源管理体制改革的深入,湖北省应抓住机遇,进一步强化考核制度,同时在后续水利部等九部委出台相关文件的基础上,根据本省特点,形成更具针对性和易操作性的考核体系,使最严格水资源管理制度真正落到实处。

(收稿日期:2019-03-16)

(上接第 23 页)

(5) 扒杆最初的安装准备工作重复上述操作。

3 结论

(1) 在 25 m 箱梁吊装过程中,各项设备能力均可满足吊装需要,该吊装方案是安全的。

(2) 采用双钩钓鱼法安装箱梁,经济性、安全性、操作性均较强,克服了工程量小、大型工程机械操作难度大的问题,适用于交通不便、障碍物多的工程。

(3) 大型桥梁的架设应首选架桥机,其他为辅助。

(收稿日期:2019-03-16)

水利管理

夷陵区全面推行“河长制”措施及存在的问题

吴金燕¹ 杨芳¹ 成勇² 周宝书²

(1. 湖北昊源建设工程有限公司 宜昌 443100;

2. 湖北省宜昌市夷陵区水利局 宜昌 443100)

摘要 为了确保河道防洪安全、供水安全和生态安全,回顾了夷陵区“河长制”的落实情况,介绍了全面推行“河长制”的主要做法和经验,并针对制度落实过程中存在的问题提出了工作建议。

关键词 河长制;措施;问题;夷陵区

长江干流自西向东横穿夷陵全境,构成向心状,汇集黄柏河、柏临河、乐天溪等32条中小河流,全长890 km;山洪沟共计767条,长度3 024 km;建有举世瞩目的三峡和葛洲坝水利工程,为10多个省市输送电力,清洁能源点亮半个中国。夷陵区坐拥“三峡两坝”、三峡人家、白果树瀑布、百里荒等景区,这里山峦起伏、山青水秀、河流纵横、资源丰富、风光旖旎、人杰地灵,属三峡生态绿色屏障区,生态环境保护任务艰巨。因此,加强水生态环境保护刻不容缓,实行“河长制”是形势发展之必然。

夷陵区自2015年作为全省第一批省级“河(段)长制”试点县市区,以建设生态夷陵为核心,以“河长制”管理为抓手,以“清水行动”为载体,加强河道管理与保护,疏通毛细血管,全面推进河道防洪安全、供水安全、生态安全建设,让“河长制”真正落地生根,全力推进生态文明建设。通过3~5年的努力,基本实现“鱼虾洄游、蛙鸣蜓飞,人水合一、水脉传承,河畅景美、亲水宜居”的“富美夷陵”六大愿景。

1 党政主导,强力推进

1.1 高位决策,全力推进

为认真贯彻落实湖北省《关于全面推行河湖长制的实施意见》,区委五届三次全会讨论通过并出台了《夷陵全面推行河长制实施意见》,下发了《夷陵区全

面推行河长制实施方案》、《关于加强河长制落实情况督促检查的通知》等规范性文件;成立了由区委、区政府主要负责人任组长、相关部门为成员的“河长制”领导小组;设立了区、乡两级“河长制”办事机构,落实机构人员经费;将“河长制”纳入全区目标管理综合考评;市区“四大家”主要领导深入实地,认领“河长”,调研责任河段,研究“一河一策”治理方案。

1.2 专班负责,统筹推进

夷陵区“河长制”领导小组办公室认真抓好日常工作,统筹协调部门工作,印发了工作督办、联席会议、信息报送、考核评价等制度,构建起“四个一”的机制,即建立“一河一档”,推行“一河一策”,实施“一河一治”,严追“一河一责”;统筹“影响行洪、侵占岸线、污染水质”三大问题,实施负面清单、台账销号管理。

1.3 上下联动,整体推进

明确相关职责,对长江干流夷陵段流域面积在30 km²以上的32条河流及767条山溪河沟推行“河长治河”,明确了以36名区级领导为责任人的区级“河长”,以14个乡镇(街道、开发区、试验区)长(主任)为责任人的15名镇级“河长”,以208名河流经过的村(居)委会主任为责任人的村级“河长”,划定189个网格,落实380名网格员,实行分段“包河治水”,管护河道1 790 km。

2 部门齐抓,措施到位

2.1 划定“四界”保护,勘界确权

在全区划定河道管护“四界”。划定“水利三线”,即河道岸线、水工程界线、水源保护区边线;划定“开发三区”,即建设适宜区、限制区、禁止区;划定“养殖三区”,即畜牧业宜养区、限养区、禁养区;划定“水土保持三区”,即水土保持重点保护区、监督区、治理区。筹措 120 万元设置河道界碑界桩,确定区域保护范围,重点对黄柏河、柏临河、下牢溪等河流勘界确权 300 km。

2.2 强化“五水”共治,全民护河

(1)源头养水。在点源污染管控方面,区委区政府出台了“动山、动水、动林、动田、动路”和畜牧业规模养殖宜、限、禁区域划定和管理办法,对露天采石,实行关停并转、规模开采、限量开采;对 31 家磷矿企业排污,采用污水沉淀,在线监测,矿渣井下冲填,矿外裸露复绿;对养殖污染划定三区,重点河段 267 家规模养殖治污设施进行改造升级,采用“干湿分离、净污分离、雨污分离、粪污转运和异位发酵床、微动力污水处理等技术;对全区 30 家重点工业的废水排放安装在线远程监测;2019 年提标升级 6 座集镇污水处理厂,兴建 5 座集镇污水处理厂,建成 7 家重点企业污水处理站;关闭排污口 28 个。在面源污染管控方面,严格农业药品监管,实现了农药、化肥“零增长”。

(2)全域治水。开展长江夷陵段、黄柏河城区段码头专项整治,取缔非法营运码头 24 家,转运砂石 120 万 m^3 ,复绿 6 万 m^2 ;整治重点河段 120 km,清淤疏浚河道 360 km,绿化河岸 750 万 m^2 。利用政策性贷款 15.7 亿对 6 条黑臭水河实施系统治理;设立河道公示牌 36 块、管护牌 165 块;清除河道垃圾超过 320 t,新建 3 处垃圾中转站,建成污水无害化处理池 630 个。

(3)科学管水。自 2012 年水利改革发展决定出台后,停止审批新建小水电站,核定电站和水库的生态流量。实施退渔还库,禁止投肥养鱼,取缔网箱 3 000 个,台网 86 幅;限制用水总量,实行梯价计费。实行综合执法,对违法侵占河道、工矿企业废水排污、水库网箱养殖等问题进行现场查处。依法拆除水库周边 500 m 范围内违规养殖场 18 家,河道清障 96 处。

(4)全民护水。组织 10.5 万人次开展河道保

洁,共清除河道垃圾超过 500 t,集中打捞处理河面漂浮物 120 t。区教育局在鸦鹊岭、雾渡河、梅林等中小学中倡导“清清的水滋润心田、浑浊的水玷污世界”理念,引导学生从小养成爱水、护水、惜水的好习惯,发放宣传单 2 600 份,参听讲座 3 000 人次,办黑板报 58 期。开展了保护长江“母亲河”、黄柏河饮用水源区治理等系列“全员护水”活动,全民参与的治水、管水、爱水意识正在逐步形成。

(5)建立“六项”制度,清单销“号”。建立水环境问题举报制,开通了 12369 环保举报热线和全区“河长制”专用电话,公示区乡村三级“河长”联系方式;建立工作情况公示制,利用新闻媒体和夷陵政务网,及时公开综合整治进展情况、环境违法企业名单以及典型环境违法案件查处情况;建立日常工作督办制,由区委区政府督查室会同区水利局(河长办)对日常整治工作进行督查督办,对于在整治工作中敷衍推诿、阳奉阴违的实行责任追究;施行部门联合执法,不定期组织区直相关部门建立定期会商制度,协调整治方案,实行综合执法,开展各类执法 86 次;设立河道管护网格,根据流域面积、人口密度、地理位置共划定 189 个网格,明确 380 个网格员对河道进行管护;建立问题整改销号制,设立台账和整治清单,明确整改单位、整改要求和整改时限,整改完成后,经验收合格方可销号。

3 存在问题及建议

3.1 主要问题

(1)推进工作不平衡。据初步统计,全区各地各单位全面推进“河长制”,进展缓慢,联动机制不够,齐抓共管不力。各联系单位意识不到位,重视程度不够,行动进度迟缓。

(2)调查摸底不及时。部分乡镇、街办对所在区域侵占河道和水域岸线的情况不清,对影响水质点源污染和面源污染的情况不明。

(3)重点问题整改不力。部分乡镇、街办对重点侵占河道、点源污染治理力度不够、重视程度不够;对河道清障工作、水库投肥养殖等老大难问题的态度不坚决、行动不迅速。

3.2 措施及建议

(1)全面推进,挂图作战。在推进“河长制”工作中要实行“挂图作战”,将所在区域河流水系图、点污染源、排污口、侵占河道及其岸线违法行为标注在

(下转第 41 页)

水利管理

闽鄂两省水利风景区建设管理工作比较

游翔¹ 高明亚¹ 刘英²

(1. 湖北省水利经济管理办公室 武汉 430071;

2. 湖北省水利水电规划勘测设计院 武汉 430064)

摘要 通过对比分析闽鄂两省在水利风景区规划、建设、管理等方面的差异,明确了湖北省水利风景区建设管理工作存在的问题和差距,指出要立足湖北“大江、大河、千湖、千库”的优势,提升省级水利风景区档次,打造国家水利风景区精品,实现水利风景区高质量发展。

关键词 水利风景区;建设管理;福建;湖北

1 福建省水利风景区的发展经验

1.1 以法规建设为核心——规范管理

2016年1月1日,福建省在全国率先颁布《福建省水利风景区管理办法》,对县级以上人民政府在加强景区规划、加大资金投入、加强监督管理等方面提出具体要求。2016年和2017年,福建省水利厅景区办组织相关高校、科研院所及协会共同制定了《福建省水利风景资源质量等级标准》和《福建省水利风景区评价标准》,两个地方标准均通过福建省质监局批准发布。2018年11月,福建省市场监督管理局组织审查《福建省水利风景区标识系统建设技术指南》。景区立法和系列标准的发布,为福建省在水利风景区规划、建设、管理和保护工作提供了法律依据和技术支撑;在景区科学合理利用水资源、开展水利科普、提档升级、保障水利风景区健康可持续发展等方面,发挥着重要作用;为福建省实现每项水利工程皆是景的设想,提供了制度保障。

1.2 以顶层设计为引领——科学谋划

福建省积极探索顶层设计,组织编制《福建省水利风景区发展规划》,部署全省设区市县开展编制工作,并将景区创建工作纳入全省“十三五”规划,编制《福建省“十三五”水利风景区专项规划》以及《福建省水利风景区发展规划(2016~2030)》。根据规

划,福建省到2030年将建立完善的水利风景区建设与管理体系,建成一批精品景区,并计划实现每个县(区)城区均有一处省级或国家水利风景区,符合条件的乡镇有一处滨水风景区。福建省加强联动与创新机制,借助河长制工作优势,强化景区动态监管,推动景区监管工作纳入水行政执法体系;积极发挥社会组织(协会)的重要作用,参与景区行业管理;与相关部门开展“联创”活动,统筹水利相关项目和相关部门政策资金,整合资源,合力造景,统筹推进景区万里安全生态水利建设,为水利风景区注入新动力和新活力,水利风景区将成为福建省生态文明示范区水利板块的重要支撑点。

1.3 以质量保障为根本——提档升级

福建省水利厅印发《关于创建精品示范水利风景区的指导意见》,指导景区根据区位优势和资源禀赋,打造“差异化、特色化、优质化”水利风景区,充分挖掘景区水文化内涵,展示水情科普教育特色,并成功创建12家精品示范水利风景区。福建省水利风景区高标准、严要求,创建的每处景区都是一道靓丽的景观工程,每个景区都饱含着特色鲜明的水文化元素和水科普价值。福建省高度重视景区质量管理,按照相关标准和规范,严格评审、严格进入。质量不达标不申报,机构主体不明确不申报,政府支持不积极不申报,并要求景区申报的单位先规划、后

建设、再申报。申报一处,成功一处,每处获批的景区都是实实在在的生态景观、自然景观、人文景观。福建省每年安排财政专项资金 1 000 万元对已认定的水利风景区进行补助,用于提升改造水工程景观、修复水生态、治理水环境、展示水科普、改善基础设施等项目建设,为景区提档升级提供了资金支持。

2 闽鄂两省水利风景区发展差距

2.1 规划理念

福建省是全国首个生态文明先行示范区和国家生态文明试验区,一直将水利风景区作为水生态文明建设的重要抓手,在景区规划上保持原生态,建设的每处水利工程都是一处靓丽的景观,更好地满足人民日益增长的美好生活的新需求。相比于福建省,湖北省一些地方和单位在水利风景区建设上,主要是完成行政任务多、主动创建少,发展旅游多、考虑生态少,争牌子图政绩多、重保护谋长远少,对水利风景区的社会需求的快速增长形势认识不够,对水利风景区的珍贵价值认识不高;理论研究不深,工作思路不宽,推进办法不多,发展措施乏力,导致不少景区仍处于“被景区”与“被发展”状态;部分单位消极地“等、靠、要”,没有形成比较可行的远景规划和推进机制。

2.2 政策举措

福建省于 2015 年 9 月率先以省政府令出台《福建省水利风景区管理办法》,并制定相关评价标准,为创建水利风景区提供了法律依据和技术保障;每年投资 1 000 万元用于水利风景区的管理与维护,其中给予国家水利风景区 50 万元、省级水利风景区 30 万元补助。目前,湖北省还未制定相关的资金配套措施,尤其是 2015 年湖北省政府推行权力清单制度,取消了“水利旅游项目管理工作突出贡献奖励”省级职权,只能探索通过整合相关资源对创建水利风景区的单位进行补助;各市州也没出台激励水管单位利用资源创建水利风景区的奖励政策。水利风景区在发展过程中缺乏应有的政策资金支持,绝大多数景区建设依赖自身条件,发展受到较大限制,水利风景区创建积极性不高,提档升级动力不足。

2.3 创建数量

截至 2019 年 4 月底,福建省已创建省级及以上水利风景区 112 家;其中,国家水利风景区 37 家,省级水利风景区 75 家。而湖北省创建水利风景区仅有 71 家;其中,国家水利风景区 25 家,省级水利风

景区 46 家,在水利风景区总量和各层级数量上均有明显的差距;且湖北省景区分布不均衡,个别地市尚属空白,湖泊、河流创建水利风景区的较少,类型比较单一,景区数量与湖北作为水资源大省、“千湖之省”的地位不匹配。

3 对策与建议

湖北省要认真学习福建省水利风景区建设管理经验,立足“大江、大河、千湖、千库”的优势,抢抓机构改革机遇,扎实推进水利风景区建设发展,努力改变水利风景区工作相对滞后的现状,提升省级水利风景区档次,打造国家水利风景区精品,实现水利风景区高质量发展。

3.1 加强法规制度建设

湖北省水利厅自 2016 年底开始推动湖北水利风景区立法研究工作,编制了《〈湖北水利风景区管理办法〉立法论证报告》和《湖北水利风景区管理办法(初稿)》,并邀请有关专家召开了立法座谈会。目前,《湖北省水利风景区管理办法》已列入省政府 2018~2022 年立法规划,需加快立法前期调研工作,不断修改完善《办法》,力争早日以省政府令形式出台;同时,争取出台《湖北省水利厅关于加强水利风景区建设与管理工作的意见》,提出水利风景区发展总体目标,明确水利风景区建设管理重点任务,落实水利风景区工作保障措施;争取制定《湖北省水利风景区评价标准》,形成具有荆楚特色的水利风景区建设模式,推动水利风景区优质发展。

3.2 建立奖励补助机制

积极争取各级政府对水利风景区建设的重视,建立多元化投资体系,吸引社会资金投入水利风景区建设。对政府投资建设并经营管理的公益性水利风景区,争取将其资源保护、基础设施建设以及日常管理所需经费列入同级财政预算;对社会主体投资建设并经认定的水利风景区,可由所在地县级以上人民政府给予一次性补助或者奖励。积极探索从水利部门事业费中划出一定比例的资金,设立水利风景资源开发建设管理专项引导资金,主要用于水利风景区规划编制、公益性配套基础设施建设和水利风景资源保护项目,对新创建国家水利风景区的单位补助 30 万元、省级水利风景区单位补助 20 万元;同时,把水利风景区发展与河道治理、水土保持、水库除险加固、农村水利建设等有机结合起来,在相关

(下转第 37 页)

学会论坛

基于综合集成赋权法的长江经济带 综合用水效率评价

陈 述 吴志广 许继军 尹正杰 李清清 王永强

(长江水利委员会长江科学院 武汉 430010)

摘 要 结合当前长江经济带“共抓大保护、不搞大开发”的总体要求,构建了包含生活用水、工业用水和农业用水的综合用水效率评价指标体系,以层次分析法和主成分分析法两个具有代表性的主客观赋权法的结果为基础,采用基于博弈论的综合集成赋权法,分析评估了长江经济带各省市的综合用水效率。结果显示:长江经济带的生活用水效率、工业用水效率和农业用水效率均低于全国平均水平,存在较大的节水潜力;长江经济带11个省市中,上海市的综合用水效率最高,江西省的最低;长江下游各省市综合用水效率普遍高于长江上游各省市,而长江中游各省份的综合用水效率最低。此研究结果可为长江经济带各省市的节水方向提供参考依据。

关键词 长江经济带;综合用水效率;层次分析;综合集成

水资源作为生命之源,是经济社会发展的重要支撑和保障。随着经济社会的发展和人口的剧增,我国水资源问题日益突出,尤其是水资源浪费严重、用水效率低下,引起了政府和学者的高度关注^[1-6]。2011年,国务院明确提出了用水效率控制红线,要求从工业、农业等各方面提高用水效率。

长江经济带涉及11个省市,目前已成为中国综合实力最强的区域之一,在我国经济社会发展和生态环境保护中具有十分重要的战略地位^[7]。2016年,习总书记作出了“共抓大保护、不搞大开发”重要指示,对长江经济带水资源开发利用提出了更高的要求。因此,深入了解实行最严格水资源管理制度多年后长江经济带用水水平现状,科学评价各省市的综合用水效率,为贯彻习制定合理的用水定额,进一步建立严格的用水效率控制红线指标提供参考依据^[8]。近年来,已有一些专家学者在长江流域开展了用水效率分析。陈进和刘志明^[9]分析了近20年长江水资源利用现状;张昆等^[10]长江经济带11省市2004~2012年用水效率变化进行了分析。但

是长江经济带各省市综合用水效率评价成果较少。

开展用水效率评价,需要解决两个方面的问题,一是建立完善的评价指标体系,二是确定合理的指标权重。目前,由于综合用水效率评价涉及生活、工业和农业多个系统,尚未形成普遍认同的评价体系和分级标准^[11]。现有的指标赋权法主要分为两大类,即主观赋权法和客观赋权法,其中主观赋权法主要有层次分析法^[12]、专家评价法^[13]、综合指数法^[14]等,客观赋权法主要有主成分分析法^[15]、熵值法^[16]、数据包络分析法^[17]、突变理论法^[18]等。主观赋权法可以充分反映决策者的偏好,但是过度依赖决策者的主观判断;客观赋权法的结论又完全依赖于实际数据^[19]。此外,单一方法的评价结果很难令人信服,而不同方法评价结果又存在一定的差异,为指标权重的确定带来了挑战^[20]。

为了解决主客观赋权法的不足以及不同指标权重确定方法得到的结果不一致问题,本文在总结相关文献的基础上,建立了综合用水效率评价指标体系,以层次分析法和主成分分析法两个具有代表性

的主客观赋权法的结果为基础,采用基于博弈论的综合集成赋权法,分析评估了长江经济带各省市的综合用水效率。

1 综合用水效率评价指标体系

考虑到我国用水户主要有工业、生活、农业三大类,将综合用水效率分为生活用水效率、工业用水效率和农业用水效率。然后,针对每种用水效率,遵循指标选取的科学性、代表性、独立性、层次性等原则,兼顾数据获取的难易程度,选取了 2~3 项评价指标。最后,构建了图 1 所示的综合用水效率评价指标体系。

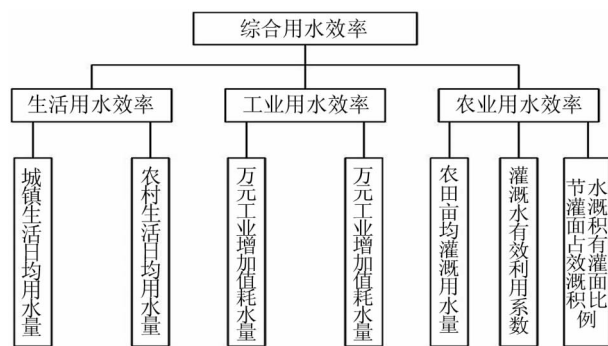


图 1 综合用水效率评价指标体系

由图 1 可知,综合用水效率评价指标体系由目标层、准则层和指标层,共 7 个指标构成,各指标基本情况见表 1。其中,城镇生活日均用水量、农村生活日均用水量、万元工业增加值用水量、农田灌溉亩均用水量和灌溉水有效利用系数为常规用水指标;万元工业增加值耗水量与地区的工业结构、工业用水重复率等有关;节水灌溉面积占有效灌溉面积比例反映地区节水农业推行情况。

表 1 指标基本情况

指标	量纲	指标类型	计算方法
城镇生活日均用水量	L	逆向	查阅资料
农村生活日均用水量	L	逆向	查阅资料
万元工业增加值用水量	m ³	逆向	查阅资料
万元工业增加值耗水量	%	正向	查阅资料
农田灌溉亩均用水量	m ³	逆向	查阅资料
灌溉水有效利用系数	-	正向	查阅资料
节水灌溉面积占有效灌溉面积比	%	正向	节水灌溉面积与有效灌溉面积比值

2 用水效率评价综合集成赋权法

2.1 基本思路

合理确定指标权重是科学评价用水效率的基础。针对不同指标权重确定方法得到的结果不一致问题,通过综合集成各权重,提高结果的可靠性。从现有的主观赋权法和客观赋权法中,分别选取具有代表性的层次分析法和主成分分析法,并采用博弈论思想进行综合集成。首先,采用层次分析法和主成分分析法分别计算得到指标权重;然后,运用基于博弈论的综合集成赋权法得到综合权重;最后,建立用水效率评价模型得到各评价对象的评价值。

2.2 基于层次分析法的指标赋权

层次分析法是 20 世纪 70 年代由萨蒂教授提出的一种将半定性、半定量的问题定量化的决策方法。层次分析法把一个系统问题从宏观具体到一系列组成相似的子问题,通过两两比较的方式确定各子问题中元素和子问题集的相对重要性,最后通过整合得到决策因素对于整个体系的重要性排序。

2.3 基于主成分分析法的指标赋权

主成分分析法通过变量变换的方法把相关的变量变为若干不相关的综合变量,从而实现对数据集的降维,使问题得以简化。主成分分析法应用于指标赋权的主要步骤有:标准化原始数据;主成分分析;计算指标权重。

(1) 标准化原始数据。为了消除量纲等对计算的影响,需要对数据进行标准化处理。假设共有 m 个评价对象, n 个评价指标,列出评价对象原始指标值矩阵 $X = [X_{ij}]_{m \times n}$, 其中 x_{ij} 表示第 i 个对象的第 j 个原始指标值。然后,矩阵 X 经变换得到 $Y = [y_{ij}]_{m \times n}$, 变换公式为:

$$y_{ij} = \begin{cases} x_{ij}, & \text{指标 } j \text{ 为正向指标} \\ -x_{ij}, & \text{其他} \end{cases} \quad (1)$$

最后,对矩阵 Y 进行标准化处理得到矩阵 $Z = [z_{ij}]_{m \times n}$, 计算公式为:

$$z_{ij} = (y_{ij} - \bar{y}_j) / \sigma_j \quad (2)$$

式中, $\bar{y}_j$ 表示矩阵 Y 中第 j 列的均值; σ_j 表示矩阵 Y 中第 j 列的方差。

(2) 主成分分析。由标准化后的矩阵 Z 构建指标间的相关系数矩阵 $R = [r_{ij}]_{n \times n}$, 计算得到 n 个特征值 ($\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq \dots \geq \lambda_n$)。根据特征值大于 1 且累计方差贡献率大于 80% 的原则,提取出 p 个主成分。其中,累计方差贡献率可按下式计算:

$$a = \sum_{i=1}^p a_i = \sum_{i=1}^p (\lambda_i / \sum_{j=1}^n \lambda_j) \quad (3)$$

式中, a 为 p 个主成分的累计方差贡献率; a_i 为第 i 个主成分的方差贡献率。对每个主成分, 其特征值对应的单位特征向量即为各指标在该主成分上的载荷, 计算公式为:

$$c_i = \frac{b_i}{\|b_i\|}; i = 1, 2, \dots, p \quad (4)$$

式中, $c_i = (c_{i1}, c_{i2}, \dots, c_{in})$ 为第 i 个主成分的载荷向量, c_{ij} 为第 j 个指标在第 i 个主成分上的载荷; b_i 为第 i 个主成分对应的一个特征向量。

(3) 计算指标权重。根据主成分的载荷和方差贡献率得到各指标的综合载荷, 计算公式为:

$$d_j = \sum_{i=1}^p a_i |c_{ij}|; j = 1, 2, \dots, n \quad (5)$$

式中, d_j 为第 j 个指标的综合载荷。综合载荷经归一化处理后得到指标权重。

2.4 基于博弈论的综合集成赋权

博弈论的基本思想是在不同的权重之间寻找一致或妥协, 极小化理想权重与各基本权重之间的偏差, 尽可能保留各权重的信息^[21]。运用博弈论进行综合集成赋权的具体方法如下。假设使用 L 种方法分别对评价指标进行了赋权, 那么这 L 个基本权重向量的任意线性组合为:

$$w = \sum_{i=1}^L \beta_i w_i; \beta_i > 0 \quad (6)$$

式中, w 为基于基本权重集的一种可能的综合权重向量; w_i 为第 i 个基本权重向量; β_i 为线性组合系数。根据博弈论的思想, 需要寻找到一个综合权重向量 w^* , 使 w^* 和各基本权重向量间的偏差极小化。因此需要优化公式(6)中的线性组合系数使 w 与 w_i 的离差最小, 即:

$$\min_k \left\| \sum_{i=1}^L \beta_i w_i - w_k \right\|; k = 1, 2, \dots, L \quad (7)$$

根据矩阵的微分性质, 公式(7)最优化的一阶导数条件为式 $\sum_{i=1}^L \beta_i w_i w_i^T = w_k w_k^T$, 转化为线性方程组得到:

$$\begin{bmatrix} w_1 w_1^T & w_1 w_2^T & \dots & w_1 w_L^T \\ w_2 w_1^T & w_2 w_2^T & \dots & w_2 w_L^T \\ \vdots & \vdots & \dots & \vdots \\ w_L w_1^T & w_L w_2^T & \dots & w_L w_L^T \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \beta_1 \\ \beta_2 \\ \vdots \\ \beta_L \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} w_1 w_1^T \\ w_2 w_2^T \\ \vdots \\ w_L w_L^T \end{bmatrix} \quad (8)$$

求解上述方程得到 $\beta^* = (\beta_1^*, \beta_2^*, \dots, \beta_L^*)$, 经归一化处理后带入公式(6)即可得到综合权重向量 w^* 。

2.5 基于综合权重的评价对象赋值

采用综合权重计算各对象的评价值, 计算公式

如下:

$$u_i = \sum_{j=1}^n Z_{ij} w_j^*; i = 1, 2, \dots, m \quad (9)$$

式中, u_i 为第 i 个评价对象的评价值; Z_{ij} 为第 i 个评价对象的第 j 个标准化指标值; w_j^* 为第 j 个指标的综合权重。

3 长江经济带综合用水效率评价

3.1 基本概况

长江经济带覆盖的 11 个省市的用水指标见表 2 所示。其中, 城镇生活日均用水量、农村生活日均用水量、万元工业增加值耗水量、万元工业增加值用水量和农田灌溉亩均用水量均直接或间接来自于各省市 2016 年水资源公报; 灌溉水有效利用系数来自于《2016 年全国农田灌溉水有效利用系数测算分析成果》; 节水灌溉面积占有效灌溉面积比例计算所需的节水灌溉面积和有效灌溉面积来自于 2014 年国家统计年鉴。

3.2 用水效率分析

(1) 生活用水效率。图 2 给出了各省市的生活用水指标。可以看出, 长江经济带的城镇生活日均用水量略低于全国平均水平, 而农村生活日均用水量略高于全国平均水平。各省份的生活用水指标差别较大, 浙江省的农村生活日均用水量是贵州省 2 倍。此外, 湖南省、湖北省、江西省等长江中游省份的城镇生活用水指标普遍较高, 安徽、浙江、江苏和上海等长江下游省市的农村生活用水指标普遍较高。

(2) 工业用水效率。图 3 给出了各省市的工业用水指标。可以看出, 长江经济带的用水效率略低于全国平均值。11 个省市中, 有 8 个省市的万元工业增加值耗水量和 6 个省市的万元工业增加值用水量分别高于全国平均水平。各省份的工业用水指标差别较大, 万元工业增加值耗水量最大差值为 19 (最高的是江西省, 最低的是江苏省), 万元工业增加值用水量最大差值为 67 m^3 (最大的是安徽省, 最小的是浙江省)。此外, 除安徽省外, 长江下游四省市的工业用水效率普遍高于其他省份。

(3) 农业用水效率。图 4 给出了各省市的农业用水指标。可以看出, 长江经济带的农业用水效率明显低于全国平均水平。11 个省市中有 8 个省市的灌溉水有效利用系数低于全国平均值, 7 个省市的节水灌溉面积占有效灌溉面积比例低于全国平均值,

表 2 11 个省市用水指标

省市	城镇生活 日均用水量 (L)	农村生活 日均用水量 (L)	万元工业增加 值耗水量 (m^3)	万元工业增加 值用水量 (m^3)	农田灌溉亩 均用水量(m^3)	灌溉水有效 利用系数	节水灌溉面积 占有效灌溉 面积比例(%)
贵州	121	63	15	61	280	0.458	45.8
云南	128	74	20	60	360	0.460	46.0
四川	163	89	16	48	406	0.461	46.1
重庆	136	72	21	51	332	0.484	48.4
湖南	154	94	12	80	535	0.505	50.5
湖北	163	94	15	75	320	0.505	50.5
江西	164	96	24	88	747	0.496	49.6
安徽	135	86	13	94	285	0.528	52.8
浙江	148	119	9	27	411	0.587	58.7
江苏	143	98	5	41	410	0.598	59.8
上海	112	112	7	51	439	0.736	73.6

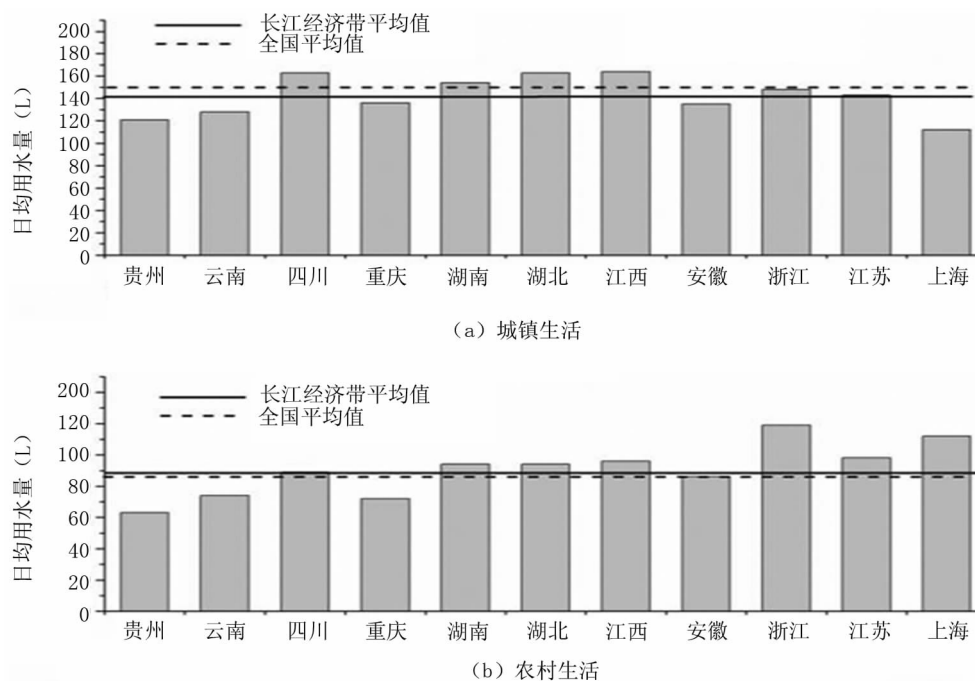


图 2 11 个省市生活用水指标

6 个省市的农田灌溉亩均用水量高于全国平均值。长江经济带的灌溉水有效利用系数、节水灌溉面积占有效灌溉面积比例分别比全国平均值低 0.013 和 6.3%, 农田灌溉亩均用水量比全国平均值高 32 m^3 。此外, 虽然各省市的灌溉水有效利用系数差别较小, 但是节水灌溉面积占有效灌溉面积比例和农田灌溉亩均用水量差别较大。节水灌溉面积占有效灌溉面积比例最大的是浙江省 (76.2%), 最小的是湖南省 (10.9%); 农田灌溉亩均用水量最大的是江西省 (747 m^3), 最小的是贵州省 (280 m^3)。

3.3 综合用水效率评价

(1) 指标相关性分析。根据表 2 中的数据, 计算指标间的 spearman 相关系数, 结果见表 3 所示。可以看出, 万元工业增加值耗水量用水量 - 农村生活日均用水量, 农村生活日均用水量 - 农田灌溉水有效利用系数, 万元工业增加值耗水量用水量 - 农田灌溉水有效利用系数以及万元工业增加值用水量 - 节水灌溉面积占有效灌溉面积比例间存在显著相关性, 而其他指标间相关性较弱。21 对指标中有 17 对无显著相关性, 某种程度上说明指标选取的合理性。

(2) 指标权重计算采用层次分析法、主成分分析法和综合集成赋权法分别计算指标权重,结果如表 4 所示。可以看出,虽然层次分析法和主成分分析法计算得到的指标权重不尽相同,但是两种方法计算得到的农村生活日均用水量、万元工业增加值耗水量等指标的权重都较大,整体具有一致性。综合

集成赋权法将层次分析法和主成分分析法的指标权重向量进行了整合,得到的综合 权重向量与两个基本权重向量的偏差都最小,既保留了主观导向(层次分析法),也融合了客观分析(主成分分析法),结果较为合理。

表 3 指标间 spearman 相关系数

指标	城镇生活日均用水量(L)	农村生活日均用水量(L)	万元工业增加值耗水量(m³)	万元工业增加值用水量(m³)	农田灌溉亩均用水量(m³)	灌溉水有效利用系数	节水灌溉面积占有效灌溉面积比例
城镇生活日均用水量	1						
农村生活日均用水量	0.232	1					
万元工业增加值耗水量	0.274	-0.572 *	1				
万元工业增加值用水量	0.206	-0.289	0.432	1			
农田灌溉亩均用水量	0.455	0.405	0.247	0.239	1		
灌溉水有效利用系数	0.404	-0.704 *	0.729 *	0.331	-0.096	1	
节水灌溉面积占有效灌溉面积比例	0.336	-0.526	0.535	0.834 *	0.048	0.621	1

注: * 表示在 0.05 置信水平下显著相关

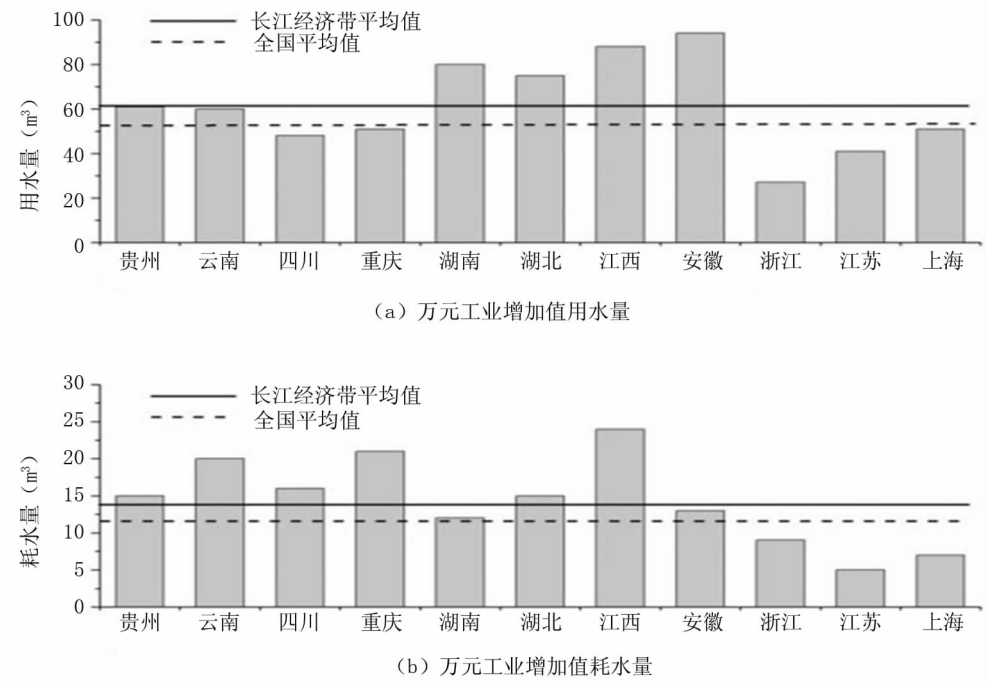


图 3 11 个省市工业用水指标

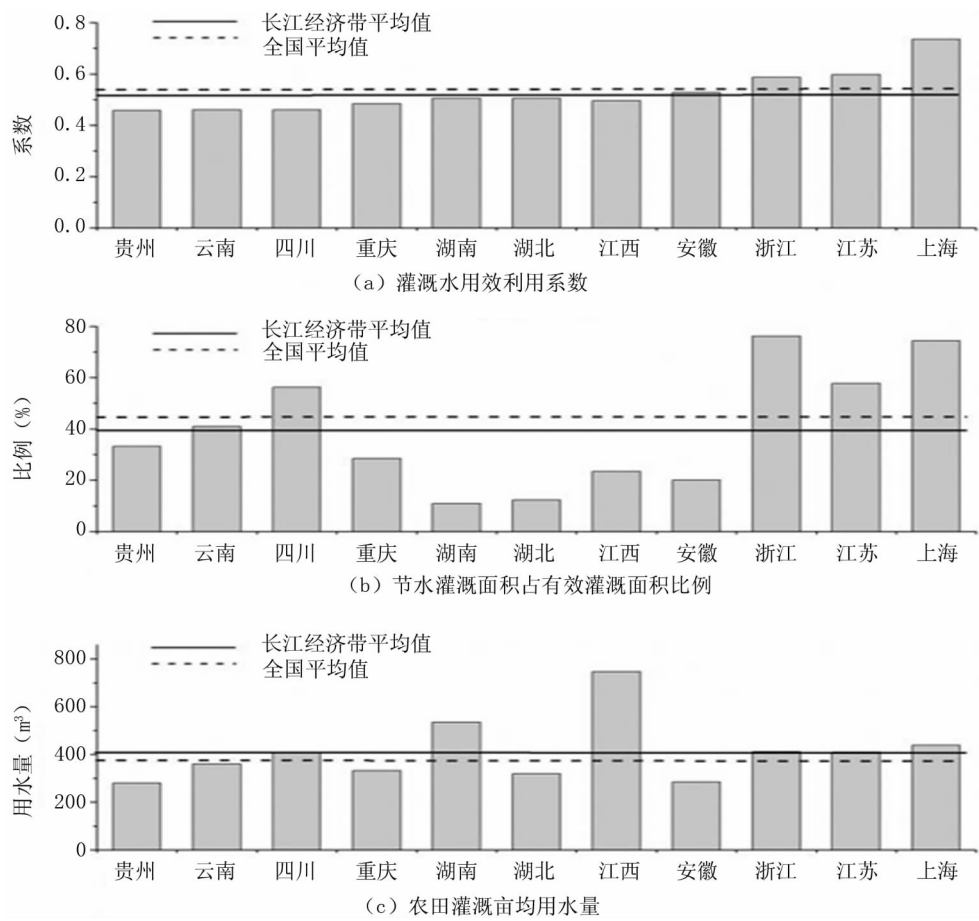


图 4 11 个省市农业用水指标

表 4 指标权重计算结果

指标	权重		
	层次分析法	主成分分析法	综合集成赋权法
城镇生活日均用水量	0.1465	0.1272	0.1402
农村生活日均用水量	0.1520	0.1791	0.1608
万元工业增加值耗水量	0.1478	0.1622	0.1525
万元工业增加值用水量	0.1499	0.1231	0.1412
农田灌溉亩均用水量	0.1578	0.1157	0.1441
灌溉水有效利用系数	0.1159	0.1476	0.1262
节水灌溉面积 占有效灌溉面积比	0.1301	0.1451	0.1350

(3)评价结果与分析。根据综合权重和标准化指标值,采用公式(9)计算得到各省市综合用水效率评价价值,对评价价值进行排序得到综合用水效率评价结果,如表 5 所示。可以看出,综合用水效率最高的

上海市,最低的江西省。此外,除安徽省外,长江下游各省市(江苏省、浙江省和上海市)综合用水效率都较高;长江上游各省市(重庆市、云南省、贵州省和四川省)综合用水效率排名居中;长江中游各省份(湖北省、湖南省和江西省)综合用水效率都较低。长江下游地区经济发达,政府投入较多资金用于生活、工业和农业节水,因此综合用水效率较高;而长江中游地区由于水资源丰富,节水农业发展动力不足,居民节水意识较差,造成综合用水效率较低。

4 结论

(1)建立的综合用水效率评价指标体系考虑了生活用水、工业用水和农业用水三个方面,指标独立性较强。综合集成赋权法融合了主观导向和客观分析,计算得到的指标综合权重较为合理。

(2)长江经济带的生活用水效率、工业用水效率和农业用水效率均低于全国平均水平,存在较大的节水潜力。

(3)11 个省市中,上海市的综合用水效率最高,江西省的最低。长江下游各省市综合用水效率普遍高于长江上游各省市,而长江中游各省份的综合用水效率最低。

表 5 11 个省市综合用水效率评价结果

省市	上海	江苏	贵州	浙江	云南	重庆	安徽	四川	湖北	湖南	江西
评价值	0.81	0.54	0.44	0.37	0.10	0.09	-0.07	-0.10	-0.42	-0.55	-1.21
排序	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11

【参考文献】

[1] 张利平,夏军,胡志芳.中国水资源状况与水资源安全问题分析[J].长江流域资源与环境,2009,18(2):116-120.

[2] 杨丽英,孙素艳,郦建强,等.水资源可持续利用与水资源管理[J].中国水利,2011(23):92-96.

[3] 买亚宗,孙福丽,黄泉泉,等.中国水资源利用效率评估及区域差异研究[J].环境保护科学,2014,40(5):1-7.

[4] 钱文婧,贺灿飞.中国水资源利用效率区域差异及影响因素研究[J].中国人口资源与环境,2011,21(2):54-60.

[5] 朱兆珍,梁中.我国省域水资源利用效率评价研究[J].河海大学学报(哲学社会科学版),2015,17(3):72-78.

[6] 高媛媛,许新宜,王红瑞,等.中国水资源利用效率评估模型构建及应用[J].系统工程理论与实践,2013,33(3):776-784.

[7] 魏山忠.落实长江大保护方针为长江经济带发展提供水利支撑与保障[J].长江技术经济,2017(1):8-12.

[8] 孟令爽,唐德善,史毅超.基于主成分分析法的用水效率评价[J].人民长江,2018,49(5):36-40.

[9] 陈进,刘志明.近20年长江水资源利用现状分析[J].长江科学院院报,2018,35(1):1-4.

[10] 张昆,马静洲,吴泽斌,等.长江经济带11省市水资源利用效率评价[J].人民长江,2015,46(18):48-51.

[11] 雷梦婷.SFLA-PP模型在区域水资源利用效率综合评价中的应用[J].长江科学院院报,2017,34(11):27-32.

[12] 郭金玉,张忠彬,孙庆云.层次分析法的研究与应用[J].中国安全科学学报,2008,18(5):148-153.

[13] 黄媛,陈英耀,梁斐,等.专家评价法在某市公立医疗机构公益性评价中的应用[J].中国卫生资源,2012,15(4):299-300.

[14] 陈仁杰,钱海雷,袁东,等.改良综合指数法及其在上海市水源水质评价中的应用[J].环境科学学报,2010,30(2):431-437.

[15] 韩小孩,张耀辉,孙福军,等.基于主成分分析的指标权重确定方法[J].兵器装备工程学报,2012,33(10):124-126.

[16] 郭显光.熵值法及其在综合评价中的应用[J].财贸研究,1994(6):56-60.

[17] 潘登,黄薇,王树鹏,等.基于DEA模型的用水效率研究——以云南省为例[J].长江科学院院报,2011,28(12):15-18.

[18] 邵东国,陈会,李浩鑫.基于改进突变理论评价法的农业用水效率评价[J].人民长江,2012,43(20):5-7.

[19] 陈涛.基于AHP与DEA的组合方法确定指标权重[J].科学技术与工程,2007,7(23):6143-6145.

[20] 李浩鑫,邵东国,何思聪,等.基于循环修正的灌溉用水效率综合评价方法[J].农业工程学报,2014,30(5):65-72.

[21] 郭燕红,邵东国,刘玉龙,等.工程建设效果后评价博弈论集对分析模型的建立与应用[J].农业工程学报,2015,31(9):5-12.

(收稿日期:2019-03-20)

(上接第 30 页)

的投资安排上,对已批准的国家及省级水利风景区的资源保护开发、景区规划建设与管理等方面给予扶持。

3.3 加大景区宣传力度

将水利风景区建设与水情教育基地建设相结合,讲好水故事,传播水文化,使人们在享受优美水环境时,了解湖北悠久的治水历史和丰富的水利知识,感受水利事业的巨大成就,普及生态环保意识。充分利用电视、广播、报纸、网站、微信等平台,大力宣传水利风景区在维护水工程、修复水生态、保护水

环境、弘扬水文化、发展水经济等方面取得的重大成果。结合全面推行河湖长制和环保大督查工作,宣传水利风景区在保护水资源、防治水污染、改善水环境、修复水生态、维护河湖健康的重要作用。积极推动水利风景区开展河湖生态治理、湖泊保护管理等宣传活动,鼓励水利风景区承办国际马拉松、钓鱼比赛、自行车大赛等项目,制作水利风景区宣传展板、视频宣传短片,充分展示现代水利的新风貌。加大水利风景区新闻信息报送力度,深入挖掘水利风景区建设管理的典型经验,营造出良好的舆论氛围。

(收稿日期:2019-04-16)

学会论坛

长江与洞庭湖汇流段水面线变化研究

徐成汉

(长江工程职业技术学院 武汉 430212)

摘 要 通过对长江与洞庭湖汇流区监利至莲花塘段、城陵矶至莲花塘段、莲花塘至螺山段 2017 年汛期水面线的变化分析,长江与洞庭湖汇流区汛期水面线均呈下降趋势,以冲刷为主,而洞庭湖汇流区水位抬升,以淤积为主。

关键词 水面线;汇流;径流

荆江河段上起枝城下迄洞庭湖口的城陵矶,长约 347.2 km,是长江中游自低山丘陵进入冲积平原后的首段,贯穿于江汉平原与洞庭湖平原之间。荆江南岸有松滋河、虎渡河、藕池河分别自松滋口、太平口、藕池口分流至洞庭湖,与湘、资、沅、澧四水汇合后,于城陵矶复注长江。在此交汇河段,由于长江与洞庭湖水的相互顶托,水流的紊动掺混,加上此交汇河段泥沙淤积、河道形态的改变、工程建设、河床的冲淤变化以及洪水特性等的影响,形成了极其复杂的江湖关系。因此研究长江与洞庭湖汇流河段的水流特性是研究其防洪问题、处理江湖关系及标本兼治的关键河段,对长江中下游河流动力特性、河床的演变及河道整治都有着极其重大的意义。

多年以来,国内外有不少学者对长江与洞庭湖的关系进行了研究,也得出了一些成果^[1-6]。目前还没有资料对长江洞庭湖的汇流特性进行全面的分析,虽然有一些分析,也获得了一些成果,但由于统计年限有限,未能全面反映其交汇段的汇流特性。长江与洞庭湖汇流区有长江干流上的监利水文站(距交汇口上游 58.6 km)、螺山水文站(距交汇口下游 29 km)、莲花塘水位站(交汇处)以下洞庭湖入汇长江的控制性水文站城陵矶站(距交汇口上游 305 km),这些站点均有较长系列的水文观测资料。根据干流河段特性及水文站布设情况,将长江与洞庭湖汇流段分为监利-莲花塘段、城陵矶-莲花塘

段、莲花塘-螺山段共三段,尽可能选取各段上、下游流量相同时的资料,进行 2017 年与 2016 年沿程水面线的分析比较,为长江中下游及洞庭湖的防汛抗洪,更好地发挥三峡工程等梯级水库防洪、发电、航运及水资源利用提供技术支撑。考虑到莲花塘仅为一水位站,没有流量资料,距城陵矶水文站不远(仅 3.5 km),故以城陵矶的流量资料作为莲花塘同步的流量资料。

1 监利-莲花塘段水面线比较

长江干流监利至莲花塘段流量为 $1\ 300\ \text{m}^3/\text{s}$ 左右时,选取监利至莲花塘段 2017 年 6 月 2 日和 2016 年 8 月 28 日的资料,两年监利站的流量分别为 $13\ 000\ \text{m}^3/\text{s}$ 、 $12\ 900\ \text{m}^3/\text{s}$,城陵矶站的流量分别为 $11\ 200\ \text{m}^3/\text{s}$ 、 $11\ 600\ \text{m}^3/\text{s}$ 。监利至莲花塘流量为 $13\ 000\ \text{m}^3/\text{s}$ 左右时,相应水位变化成果见表 1 和图 1。可以看出,监利至莲花塘段流量为 $13\ 000\ \text{m}^3/\text{s}$ 左右,2017 年监利、莲花塘两站水位,较 2016 年分别下降了 0.87 m、1.51 m。

当监利至莲花塘段流量为 $20\ 000\ \text{m}^3/\text{s}$ 左右时,选取监利至莲花塘段 2017 年 6 月 19 日和 2016 年 6 月 22 日的资料,两年监利站的流量均为 $19\ 100\ \text{m}^3/\text{s}$,城陵矶站的流量分别为 $13\ 300\ \text{m}^3/\text{s}$ 和 $13\ 500\ \text{m}^3/\text{s}$ 。监利至莲花塘流量为 $20\ 000\ \text{m}^3/\text{s}$ 左右时,相应水位变化成果见表 2 和图 2。

表 1 监利至莲花塘段 13 000 m³/s 时 2017 年与 2016 年水面线比较

站名	里程 (km)	2017/6/2		2016/8/28		水位差值
		水位(m)	流量(m ³ /s)	水位(m)	流量(m ³ /s)	
监利	327	29.41	13 000	30.28	12 900	-0.87
莲花塘	386	26.31	11 200	27.82	11 600	-1.51

注:表中莲化塘的流量用城陵矶代替

表 2 监利至莲花塘段 20 000m³/s 时 2017 年与 2016 年水面线比较

站名	里程 (km)	2017/6/19		2016/6/22		水位差值
		水位(m)	流量(m ³ /s)	水位(m)	流量(m ³ /s)	
监利	327	31.98	19 100	32.67	19 000	-0.69
莲花塘	386	28.78	13 300	29.71	13 500	-0.93

注:表中莲化塘的流量用城陵矶代替

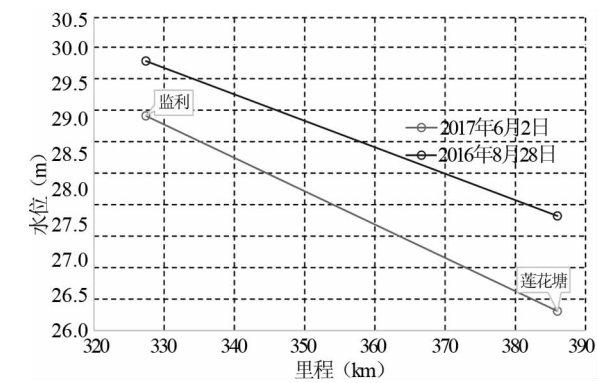


图 1 流量为 13 000 m³/s 时监利至莲花塘段 2017 年与 2016 年水面线比较

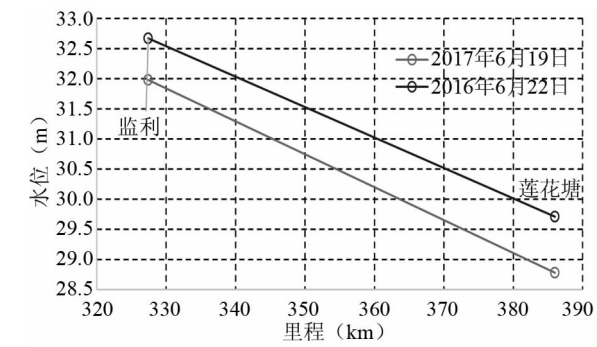


图 2 流量为 20 000 m³/s 时监利至莲花塘段 2017 年与 2016 年水面线比较

结合表 2 和图 2 可以看出,监利至莲花塘段流量为 20 000 m³/s 左右,2017 年监利、莲花塘两站水位,较 2016 年分别下降了 0.69 m 和 0.93 m。

监利至莲花塘河段 2017 年汛期水面线和 2016 年相比,当流量为 13 000 m³/s 和 20 000 m³/s 左右时,水面线均呈下降态势。

2 莲花塘－螺山段水面线比较

当莲花塘至螺山段流量为 31 000 m³/s 左右时,选取莲花塘至螺山段 2017 年 6 月 23 日和 2016 年 6 月 20 日的资料,两年莲花塘站的流量均为 15 400 m³/s,螺山站的流量分别为 31 600 m³/s 和 31 700 m³/s。莲花塘至螺山的流量为 31 000 m³/s 左右时,相应水位变化成果见表 3 和图 3。可以看出,莲花塘至螺山段流量为 31 000 m³/s 左右,2017 年莲花塘、螺山两站水位,较 2016 年分别下降了 0.59 m 和 0.70 m。

当莲花塘至螺山段流量为 44 000 m³/s 左右时,选取莲花塘至螺山段 2017 年 7 月 14 日和 2016 年 7 月 4 日的资料,两年莲花塘站的流量分别为 21 300 m³/s 和 21 200 m³/s,螺山站的流量分别为 44 000 m³/s 和 43 900 m³/s。莲花塘至螺山的流量为 44 000 m³/s 左右时,相应水位变化成果见表 4 和图 4。莲花塘至螺山段流量为 44 000 m³/s 左右,2017 年莲花塘、螺山两站水位,较 2016 年分别下降了 0.70 m 和 0.78 m。

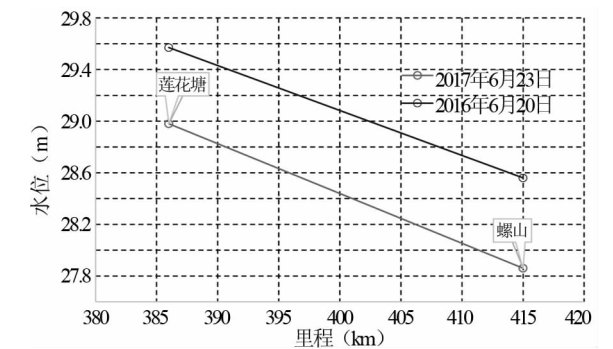


图 3 流量为 31 000 m³/s 时莲花塘至螺山段 2017 年与 2016 年水面线比较

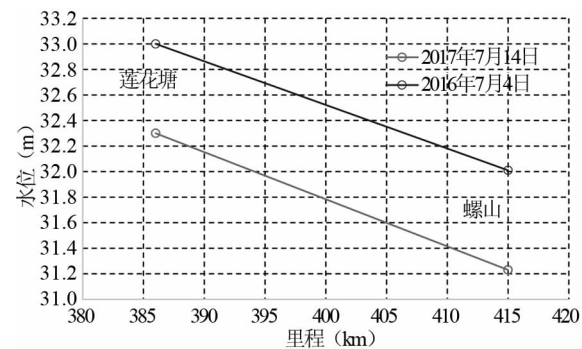


图 4 流量为 44 000 m³/s 时莲花塘至螺山段 2017 年与 2016 年水面线比较

3 城陵矶 - 莲花塘段水面线比较

由于莲花塘为一水位站,无流量资料,但其距洞庭湖出口控制水文站城陵矶相距不过 3.5 km,为比较城陵矶至莲花塘河段水面线的变化,假定莲花塘与城陵矶具有相同的流量。当城陵矶至莲花塘段流量为 8 000 m³/s 左右时,选取城陵矶至莲花塘段

2017 年 5 月 14 日和 2016 年 9 月 2 日的资料,两年城陵矶站和莲花塘站的流量均为 7 820 m³/s。莲花塘至螺山的流量为 8 000 m³/s 左右时,相应水位变化成果见表 5 和图 5。可以看出,城陵矶至莲花塘段流量为 8 000 m³/s 左右,2017 年莲花塘、螺山两站水位较 2016 年分别上升了 0.34 m 和 0.32 m。

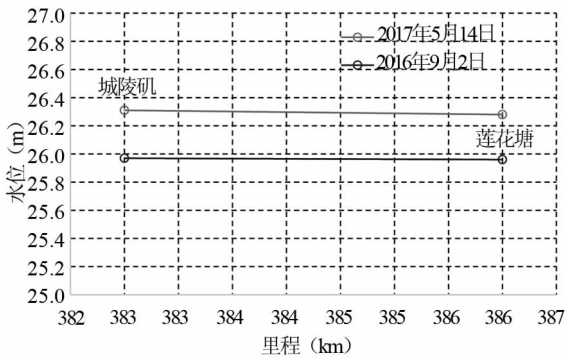


图 5 流量为 8 000 m³/s 时城陵矶至莲花塘段 2017 年与 2016 年水面线比较

表 3 莲花塘至螺山段 31 000 m³/s 时 2017 年与 2016 年水面线比较

站名	里程 (km)	2017/6/23		2016/6/20		水位差值
		水位(m)	流量(m ³ /s)	水位(m)	流量(m ³ /s)	
莲花塘	386	28.98	15 400	29.57	15 400	-0.59
螺山	415	27.86	31 600	28.56	31 700	-0.70

注:表中莲化塘的流量用城陵矶代替

表 4 莲花塘至螺山段 44 000 m³/s 时 2017 年与 2016 年水面线比较

站名	里程 (km)	2017/7/14		2016/7/4		水位差值
		水位(m)	流量(m ³ /s)	水位(m)	流量(m ³ /s)	
莲花塘	386	32.30	21 300	33.00	21 200	-0.70
螺山	415	31.23	44 000	32.01	43 900	-0.78

注:表中莲化塘的流量用城陵矶代替

表 5 城陵矶至莲花塘段 8 000 m³/s 时 2017 年与 2016 年水面线比较

站名	里程 (km)	2017/5/14		2016/9/2		水位差值
		水位(m)	流量(m ³ /s)	水位(m)	流量(m ³ /s)	
城陵矶	382.5	26.31	7 820	25.97	7 820	0.34
莲花塘	386	26.28	7 820	25.96	7 820	0.32

注:表中莲化塘的流量用城陵矶代替

当城陵矶至莲花塘段流量为 11 000 m³/s 左右时,选取城陵矶至莲花塘段 2017 年 8 月 16 日和 2016 年 8 月 29 日的资料,两年城陵矶站和莲花塘站

的流量均为 11 000 m³/s。城陵矶至莲花塘的流量为 11 000 m³/s 左右时,相应水位变化成果见表 6 和图 6。

表 6 城陵矶至莲花塘段 11 000 m³/s 时 2017 年与 2016 年水面线比较

站名	里程 (km)	2017/8/16		2016/8/29		水位差值
		水位(m)	流量(m ³ /s)	水位(m)	流量(m ³ /s)	
城陵矶	382	28.03	11 000	27.49	11 000	0.54
莲花塘	386	27.98	11 000	27.46	11 000	0.52

注:表中莲化塘的流量用城陵矶代替

结合表 6 和图 6 可以看出,城陵矶至莲花塘段流量为 11 000 m³/s 左右,2017 年莲花塘、螺山两站水位较 2016 年分别上升了 0.54 m 和 0.52 m。

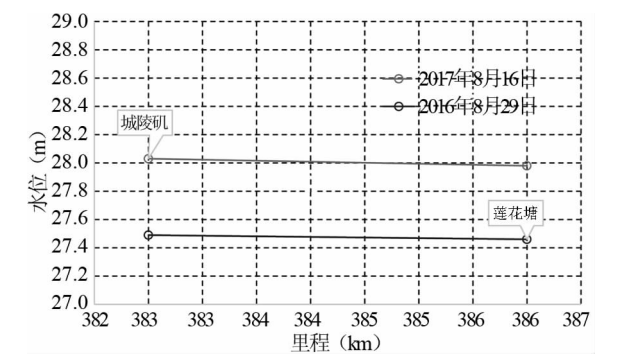


图 6 流量为 11 000 m³/s 时城陵矶至莲花塘段 2017 年与 2016 年水面线比较

4 结论

结合长江干流与洞庭湖汇流段沿程监利水文站、城陵矶水文站、螺山水文站及莲花塘水位站等水位与流量资料,将长江与洞庭湖汇流区进行了 2017 年与 2016 年汛期水面线比较,得出如下结论:

(1)当监利站流量为 13 000 m³/s 和 20 000 m³/s

时,长江干流监利至莲花塘段沿程水位呈下降趋势;
(2)当螺山站流量为 31 000 m³/s 和 44 000 m³/s 时,长江干流莲花塘至螺山段水位呈下降趋势;
(3)当城陵矶站流量为 8 000 m³/s 和 11 000 m³/s 时,城陵矶至莲花塘段沿程水位呈上升趋势。

由此可知,2016 ~ 2017 年在汛期长江干流段水面线均呈下降趋势,以冲刷为主,而洞庭湖汇流区水位抬升,以淤积为主。

【参考文献】

[1] 冯亚辉,李书友,等. Y 形交汇口水面形态特征的数值分析[J]. 人民长江,2008,39(16):63-66.
[2] 徐贵,黄云仙,等. 城陵矶洪水位抬高原因分析[J]. 水利科学,2004,(8):33-37.
[3] 兰波,汪勇. 干支流交汇水面形态特征分析[J]. 重庆交通学院学报,1997,14(4):109-114.
[4] 付中敏,谷祖鹏,等. 干支流汇合口水力特性的试验性研究[J]. 水运工程,2013,(4):46-51.
[5] 柴元方,李义天,等. 各时段城陵矶水位变化特征及其成因分析[J]. 水电能源科学,2017,35(5):25-28.
[6] 毛北平,吴忠明,等. 三峡工程蓄水以来长江与洞庭湖汇流关系变化[J]. 水力发电学报,2013,32(5):48-56.

(收稿日期:2019-05-15)

(上接第 28 页)
“作战图”上,建立基本信息台账,做到“一河一档”。
(2)问题清单,销号管理。区乡镇两级要抓紧编制工作方案,细化工作目标、组织形式、监督考核与保障措施,明确时间表和路线图,将问题列入清单,实行销号管理,做到“一河一策”。
(3)整体联动,系统治理。各级“河长”要按照任务上肩、责任压实,做到一级抓一级,层层抓落实;对所管辖河段的突出问题,实行区包乡、乡包村、部门联动的联治联防责任制,层层负责,环环相扣,责

任到人,不留盲点,真正把责任压实,把工作做实,做到因地制宜“一河一治”。
(4)属地管理,失职追责。区乡镇两级、联系单位要对照《意见》、《实施方案》及两办《关于迅速履行河长职责的紧急通知》要求,全力推进“河长制”的落实。加强各级“河长”对全面推行“河长制”工作的监督考核,严格责任追究,确保“河长制”有效落实,稳步推进,做到“一河一责”。

(收稿日期:2019-04-08)

学会论坛

基于经济价值的流域横向生态补偿标准研究

黄迪 温岩 张子平

(湖北清江水电开发有限责任公司 宜昌 443000)

摘 要 流域生态补偿标准的界定涉及到经济学领域的诸多内容,而横向生态补偿更需要一个相对统一、可量化的标准来约束监督。目前流域横向生态补偿标准多在定性范围内分析,定量方面的研究较少,其主要原因是量化标准难以确定,不利于补偿方与受偿方之间有效协商。基于流域生态经济价值模型,结合横向生态补偿的模式,提供了一种量化流域横向生态补偿标准的思路。

关键词 生态补偿;补偿标准;经济价值

生态补偿即生态保护补偿,是一个基于环境而言的法学新兴概念。生态补偿是当前国际上保护生态环境占主导地位的重要市场经济手段,它将生态系统服务外部的、非市场的价值转化为提供生态系统服务的财政激励措施^[1]。在地理和生态角度,流域是一个完整的地理系统、生态系统。以流域为单元开展生态保护,可体现生态系统的完整性。由于流域内的人口分布较为集中、经济活动更为频繁、生态问题尤为突出、生态保护恢复工作十分急切,故流域生态补偿是当前研究的热点之一。

国内生态补偿问题已经受到学者的广泛关注,其研究主要集中于补偿标准确定^[2-3]、补偿机制与政策^[4-5]、时空格局分析等^[6],取得了一定研究成果。生态价值和生态补偿的研究也逐渐增多,特别是流域生态补偿越来越受到关注^[7-8]。

补偿标准是生态补偿机制中的重要组成部分,也是我国区域生态补偿实践的难点之一^[2]。生态补偿涉及到生态效益、经济效益和社会效益的有机统一。为了平衡三者,需要对生态系统的生态效益、社会效益进行量化评估。而与区域生态补偿相关的大尺度影响过程,其补偿标准的评估存在各种制约。

因此,生态补偿标准的量化研究对于生态补偿机制运行起着重要作用。

1 流域生态补偿的经济学理论

经济学是分析各类社会问题的重要学说。人类社会活动中的诸多问题通过经济学联系起来,并得以转移和解决。流域生态补偿的经济学理论基础主要包括外部性理论、公共物品理论、科斯定理和生态价值理论。

1.1 外部性理论

外部性理论是现代环境相关经济政策的基础。外部性即经济活动实践中,生产者和消费者的决策或活动对相关方产生超越活动主体范围的利害影响。其中,正面的影响称为正外部性,负面的称为负外部性^[9]。西方经济学认为,忽略外部性问题就是认为资源开发利用及消费对社会其他个体没有影响,即部分经济个体从经济行为中产生的个体成本或利益等价于社会成本或利益。实际上,这种理想条件并不存在。以水资源为例,其生产者和消费者的经济行为对社会其他成员均会产生影响。水资源使用过程中的外部性包括代际外部性、取水成

本外部性、水资源存量外部性、环境外部性、水污染外部性和水源保护外部性等。

1.2 公共物品理论

环境质量公共物品经济分析理论同外部性理论一样,也是目前环境经济公共政策领域的理论基础之一。公共物品就经济学而言,即具有消费非竞争性和消费中无排他性的物品。其中消费非竞争性指的是某消费个体对某物品或资源的消费不会限制其他个体对同一物品或资源的消费;消费无排他性指的是不会阻止任何个体对某物品或资源继续享受免费消费。由此可见,环境资源可以划入准公共物品范畴^[10]。环境污染和恶化的主要原因是人们所使用的环境资源所有权和使用权规定得不够严密和周全。

流域生态资源具有非竞争性和无排他性,属于比较典型的公共物品。而这两个特性是导致流域生态资源恶化不可避免的原因。以流域河流生态补偿为例,河流所提供的产品和服务主要有两大类,一类是有形产品,如水资源等;一类是无形的生态环境服务,包括水文、生物多样性等。这些公共品的价值难以通过正常的市场交换得到补偿,容易出现“搭便车”现象,甚至形成对流域上游地区掠夺开发而无人愿意进行生态建设,导致贫穷日甚一日和水生态环境不断恶化。

1.3 科斯定理

科斯定理是产权经济学的核心理论。科斯定理包括两方面内容:第一,如果交易成本为零,无论初始权利如何界定,都可以通过市场交易实现资源配置最优,这称为科斯第一定理;第二,交易成本为正的情况下,不同的权利界定会带来不同效率的资源配置,即科斯第二定理。科斯对解决外部性问题理论的贡献在于将权利安排即制度形式与资源配置效率直接对应,指明了产权基础对于利用市场效率的重要性。科斯第三定理:在交易成本大于零的情况下,产权的清晰界定将有助于降低人们在交易过程中的成本,提高效率。科斯定理表明,权利的初始界定非常重要,不同产权的初始界定会导致不同的经济后果,效率不高的产权安排会通过产权交易不断改进,但首要前提是初始产权界定明晰。在一定的产权结构中,权利的界定和交易都是有费用的,所以并非所有能优化资源配置的产权调整都能顺利实

现^[11]。

在生态领域,必须要从实现环境资源最优配置的角度出发,通过对不同环境管理制度所产生的成本、效益大小进行综合比较分析,作为制度、机制安排的最高标准。以水资源为例,科斯定理就是要明确其产权,实际即界定企业和个人对流域水资源上的所具备的权利,以及超越权利范围所应承担的责任。流域生态补偿应以资源产权明晰为前提,如水权交易、排污权交易,在此前提下,通过体现超越产权界定边界的行文成本,或通过市场交易体现产权转让的成本,从而引导经济主体采取成本更低的行为方式,达到资源产权界定的目的,实现经济发展与水生态保护的平衡协调。

1.4 生态价值理论

根据环境经济学理论,环境资源是有价值的。生态价值是环境价值中无形的比较抽象的功能性服务价值,指生态环境本身对人类社会发展过程中的价值,包括自然价值、社会价值和经济价值。水资源作为一种特殊的生态资源,依据其提供的消费与市场化特点,可将水的服务功能分为水经济服务功能和水生态服务功能。水经济服务功能指水维持人的生产与生活活动的功能,包括生活用水、农业用水、工业用水、发电、航运、渔业等。水生态服务功能指水维持自然生态过程与区域生态环境条件的功能,包括维护河道水沙平衡、运输营养物质、净化环境、固定二氧化碳、调节气候、提供生境、维护生物多样性、休闲娱乐与美学功能等。水资源的价值构成主要由直接价值与间接价值组成。水资源直接价值是水资源被取用并作为投入物进行生产、维护生态功能时所体现的价值。水资源的间接价值是指水资源的机会使用价值,即水资源在今后被利用可能产生的价值^[12]。

2 流域生态经济价值

2.1 生态价值当量

生态系统价值的量化和货币化已经受到国内外学者的广泛关注。目前大多采取替代法计算,暂无比较公认成熟的生态价值定价方法。Costanza等^[13]从科学意义上明确了生态系统价值估算原理和方法,谢高地等^[14]结合我国国情,在其生态系统服务价值评估体系基础上展开两次调查,得出了新的评

估体系。按照归一化思路,生态价值当量指具备森林基本相同生态功能当量,其主体包括草地、农田、湿地、河流、湖泊等^[15]。或者说,单位生态价值当量就是单位面积森林与其他生境功能强弱的量化值。生态价值当量指标体系结构如表 1 所示,价值当量^[16]如表 1 所示。

表 1 生态价值当量指标体系结构

指标	类型
林地	常绿阔叶林、落叶阔叶林、常绿针叶林、针阔混交林、稀疏林、灌木林
草地	天然牧草地、人工牧草地、其他草地
农业用地	水田、旱地
湿地	沼泽、内陆滩涂
河流湖泊	河流、湖泊、水库、坑塘
荒地	沙地、裸岩

表 2 不同生态系统的单位生态价值当量

生态价值当量	Costanza (1997 年)	谢高地 (2002 年)	谢高地 (2007 年)
林地	1.00	1.00	1.00
草地	0.25	0.42	0.42
农业用地	0.09	0.20	0.28
湿地	2.35	2.41	1.95
河流湖泊	0.97	4.99	1.61
荒地	0.00	0.02	0.05

2.2 生态经济价值

生态价值当量由不同生态系统的当量标准和各生态系统的面积构成。对于流域有限范围内,只要确定其中某个系统的生态经济价值,其它系统的生态经济价值也可依据不同生态系统之间生态价值当量关系换算。有限流域范围内某系统生态经济价值即可由测算的单位生态价值当量的经济价值与该系统生态价值当量的乘积换算。有限流域范围(如流域下某支流)生态价值当量由 6 类当量构成,计算式如下:

$$N_j = S_j \cdot E_j \cdot a \quad (j=1, 2, \dots, 6) \quad (1)$$

$$N = \sum_{j=1}^6 N_j \quad (2)$$

式中, N 为流域范围的生态价值当量; N_j 为某生态系统的生态价值当量; S_j 为某生态系统面积, hm^2 ;

E_j 为某生态系统对应的单位生态价值当量, hm^{-2} ; α 为修正系数,取决于有限流域范围的自然地貌、区位等,一般取 1。

则流域生态经济价值为:

$$V_N = N \cdot U \quad (3)$$

式中, V_N 为有限流域范围的生态经济价值,元; U 为单位生态价值当量的经济价值,元。

3 流域横向生态补偿标准

3.1 流域横向生态补偿

流域即分水线所包围的集水区,是以河流和水资源的定向运动识别的地域系统,属自然地理概念^[17]。流域生态补偿以保护流域生态环境、减小人类社会活动对环境的破坏、促进上下游协调发展为目的,依据生态系统服务价值、生态保护成本、发展机会成本,运用政府和市场手段,调节流域内生态保护利益相关者之间的利益关系^[4]。

根据补偿者与受偿者之间的行政隶属关系,可将生态补偿分为纵向生态补偿和横向生态补偿两种形式。如果补偿者与受偿者之间存在行政隶属关系,则为纵向生态补偿,比如中央政府对不同层级地方政府开展的生态补偿,省政府对本行政辖区内市、县、乡镇等开展的生态补偿等。若补偿者与受偿者之间不存在行政隶属关系,则为横向生态补偿,比如省际之间和市际之间的生态补偿^[18]。横向生态补偿作为生态补偿的一种重要途径,其目的是保护及持续性利用生态系统,借助公共政策或市场手段,理清和调节不具行政隶属关系而又生态关系紧密的地区之间的利益关系。其相关地区可以是同级行政区,也可以是不同级行政区。

由于行政区划与流域的特殊关系,流域内生态补偿跨行政区划且不存在行政隶属关系的情况较为普遍。长江上游省份如四川、陕西、重庆生态相关性较为密切,即补偿方和受偿方之间的生态利益关系十分明确,且互相之间不存在行政隶属关系,利于建立横向生态补偿制度,通过公共政策手段或市场化手段开展横向生态补偿。

3.2 补偿标准的主要模式

补偿标准是生态补偿制度中的重要组成部分,它解决的是补偿多少的问题。补偿资金额度测算是补偿标准量化的基础,是生态补偿机制运行的前提和关键。生态补偿标准的计算就是确定流域生态保护受益主体应当具体分担的投入量,确定受益主体

对投入主体的补偿支付金额标准^[19]。结合国内外研究,生态补偿额度应介于补偿者经济发展机会成本损失与受偿者生态服务价值产出之间。

王军锋^[20]基于流域功能需求从环境治理角度提出流域生态补偿可划分为环境质量改善和水源地功能保护两种类型,据此设计了生态补偿标准设计的两种模式——一般流域水污染控制生态补偿和水源地保护生态补偿。两种模式下的上下游均不存在行政隶属关系,前一种模式上下游经济基础一般处于对等地位,后一种模式因上游牵涉水源地生态保护,本地经济开发受到一定限制。

(1)一般流域生态补偿。若上游选择向水体环境排污或破坏上游生态,则应就其环境污染或生态破坏行为对下游造成的损失进行补偿。若上游行政区域所属主管部门维持自然生态环境,则其因放弃开发而损失的经济发展应得到补偿;对于水体生态保护而言,其直接受益方是下游行政区域,故下游应对上游进行生态补偿。若上游行政区域所属主管部门对生态环境加以改善,则其投入应得到补偿;对于流域河流,其下游受益方应对上游补偿。

(2)水源地保护生态补偿。水源地因其地理区位、功能区划等原因,其经济基础一般较为薄弱,却担负着其他城市饮用水的重要任务。水源地作为受偿方为了提高其提供生态产品的能力,会对辖区的生态资源实施更为严格的管制措施,对企业排污标准的制定更为严格。为了平衡利益关系,取水行政单位应对水源地提供补偿。

3.3 横向生态补偿标准

在流域横向生态补偿中,补偿方和受偿方往往对彼此的责权利有明确规定。一般来说,若双方事先做好书面协定,补偿方需要受偿方提供更多更好的生态服务,并由受偿方为其额外增加的成本进行补偿;因流域上游受偿方生态环境破坏或保护不到位导致下游补偿方所辖范围内出现生态经济损失的,受偿方就应对补偿方赔偿。协定中补偿标准的确定以前文提及的生态经济价值为依据。

补偿方与受偿方的补偿关系并不限于书面协定,以实际发生的生境改变情况为依据。以非隶属关系的三个行政区域A、B和C为例,其在流域的区位关系示意如图1所示,其中A相对位于最上游。A因生产、生活对流经A、B、C三个行政区域的水体造成了污染,需要为其污染水体的行为受到惩罚,相应地A与B构成补偿方与受偿方。而B并未对水

体造成污染,若对流经B的水体进行改善,C因B改善水体而享受到满足生态要求的环境,则B与C构成受偿方与补偿方;另一方面,若B未改善水体,C因水生态环境遭到破坏可向B提出赔偿,此时B与C构成补偿方与受偿方。补偿方与受偿方明确后,三个行政区域之间的补偿额度则依据影响水体的生态经济价值计算。

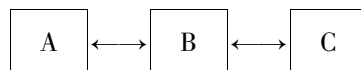


图1 流域中行政区域示意图

4 结语

生态经济价值和生态补偿是近些年的研究热点,本文从流域生态补偿的经济学基础出发,给出了流域生态经济价值的一般表述,以此展开流域横向生态补偿标准研究,探讨了横向生态补偿标准的两种模式。通过生态补偿标准的量化分析,一方面可以使补偿方直观认识到自身因对流域生态环境的破坏行为所应承担的惩罚成本,以避免生态环境进一步恶化;另一方面让受偿方因可见的补偿收益而积极开展生态保护工作。这种量化的补偿标准将6种主要生态资源有机联系,有助于生态补偿的有效实践。

【参考文献】

- [1] 张志强. 流域生态系统补偿机制研究进展[J]. 生态学报, 2012, 32(20): 6543-6552.
- [2] 王昱, 丁四保, 卢艳丽. 中国区域生态补偿中的补偿标准问题研究[J]. 中国发展, 2011, 11(6): 1-5.
- [3] 吴明红, 严耕. 中国省域生态补偿标准确定方法探析[J]. 理论探讨, 2013, (2): 105-107.
- [4] 中国生态补偿机制与政策研究课题组. 中国生态补偿机制与政策研究[M]. 北京: 科学出版社, 2007.
- [5] 丁四保, 王晓云. 我国区域生态补偿的基础理论与体制机制问题探讨[J]. 东北师大学报(哲学社会科学版), 2008, (4): 5-10.
- [6] 金艳. 多时空尺度的生态补偿量化研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2009.
- [7] 李云生, 周广金, 梁涛, 等. 巢湖流域的土地利用变化及其生态系统功能损益[J]. 地理研究, 2009, 28(6): 1656-1664.
- [8] 张志强, 程莉, 尚海洋, 等. 流域生态系统补偿机制研究进展[J]. 生态学报, 2012, 32(20): 6543-6552.
- [9] 赵春光. 流域生态补偿制度的理论基础[J]. 法学论坛, 2008, 23(4): 90-96.
- [10] 王金南. 环境经济学: 理论·方法·政策[M]. 北京: 中国政法大学出版社, 2000: 39.
- [11] 柴方营. 中国水资源配置与管理研究[D]. 哈尔滨: 东北农业

大学,2006: 26-27.

[12] 张春玲,阮本清,杨小柳. 水资源恢复的补偿理论与机制[M]. 郑州:黄河水利出版社,2006.

[13] Costanza R, d'Arge R, De Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and nature[J]. Nature, 1997, 387: 253-260.

[14] 谢高地. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911-919.

[15] 肖池伟. 赣江流域生态经济价值与生态补偿研究[J]. 地域研究与开发, 2016, 35(3): 133-138.

[16] 刘春腊. 基于生态价值当量的中国省域生态补偿额度研究

[J]. 资源科学, 2014, 36(1): 148-155.

[17] 丁四保,王昱著. 区域生态补偿的基础理论与实践问题研究[M]. 北京:科学出版社, 2010.

[18] 国家发展改革委国土开发与地区经济研究所课题组. 地区间建立横向生态补偿制度研究[J]. 宏观经济研究, 2015(3): 13-23.

[19] 任勇,冯东方,俞海. 中国生态补偿理论与政策框架设计[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2008.

[20] 王军锋. 基于补偿标准设计的流域生态补偿制度运行机制和补偿模式研究[J]. 环境保护, 2017(7): 38-43.

(收稿日期:2019-04-13)

简 讯

赵金河主持全省第 2 次中央水利投资计划执行调度会

6月6日,厅党组成员、副厅长赵金河主持召开2019年全省第2次中央水利投资计划执行调度会,厅机关有关处室(单位)、厅直有关单位负责人参加会议。

会议通报了当前湖北省中央水利投资计划执行进展情况和存在问题,各处室、各单位负责同志就加快推进当前水利项目建设进行了交流,并提出了相关建议。

赵金河就加快湖北省水利投资计划执行工作作出部署。他强调,一是要强化思想认识,提高政治站位。水利工程建设是稳增长、促内需的需要,是水利工程补短板、水利行业强监管的需要,各处室各单位要提高重视程度,从大局出发,自觉把思想和行动统一到中央和省关于加快水利建设的决策部署上来。二是要认清当前形势,进一步增强紧迫感、责任感。今年湖北省气象水文年景总体偏差、投资计划下达相对较晚、机构改革后人员变动大、监管问责力度加大,各处室各单位务必认清当前形势,做到心里有数,积极履职尽责。三是要聚焦目标任务,落实责任措施。重大水利工程投资完成率不低于90%,面上项目投资完成率不低于80%,补短板项目全面完成,这是我们的硬任务,要盯紧这些目标不放松,克服厌战情绪、克服畏难情绪、克服敷衍情绪、克服功利情绪。四是要聚焦弱点和难点,坚持以问题为导向。各处室各单位要把精力聚焦到弱点和难点问题上,不能只讲客观原因,对难点问题要重点突破,有针对性地细化、实化措施。五是要聚焦安全度汛,

处理好度汛和施工关系。汛期不是不能施工,但一定要把安全放在首要位置,在确保安全的基础上把我们的进度赶上去。六是要聚焦重大项目和补短板项目建设。重大项目是保证湖北省顺利完成投资计划执行任务的关键,补短板项目建设是今年的重中之重,要确保这些重点项目的建设进度,再加措施、再上力度。七是要聚焦质量和安全。质量和安全是根本、是生命线,在加快建设进度的同时,要紧绷质量和安全这根弦,时刻把质量和安全放在首位。八是要聚焦资金落实,加快资金支付。要充分发挥水利拉动内需的作用,把我们水利建设资金管好、用好,加快资金支付进度,不让资金滞留。九是要聚焦“强监管”要求。要适应强监管的新要求,相关处室要采取“四不两直”、明察暗访等方式,进一步加强日常的监督检查工作,在检查中要突出重点,对重点项目和薄弱环节加强跟踪。十是要全面实施绩效管理。实施绩效管理是新时期新要求,要功在平时,全面做好绩效目标管理、绩效评价工作,切实发挥资金效益。

赵金河强调,湖北省的水利建设任务很重,但也是我们的使命所在、责任所在,各处室各单位要发挥防汛精神、防汛作风、防汛斗志,充分发扬“忠诚、干净、担当、科学、求实、创新”新时代水利精神,攻坚克难、狠抓落实、再接再厉,高标准、高质量、高效率地完成今年水利建设各项任务。

(摘自《湖北省水利厅网》2019年6月7日)