

水资源保护

SHUIZIYUAN BAOHU

1985年创刊 (双月刊)

第32卷第3期

2016

2016年5月20日出版

中国科学引文数据库来源期刊

中国科技核心期刊

RCCSE中国核心学术期刊

中国高校特色科技期刊

顾问 王浩 任南琪 刘昌明
刘鸿亮 曲久辉 孟伟
胡四一 夏青 索丽生
薛禹群

编委会主任 陈明忠
编委会副主任 王超 陈明 梅锦山
石秋池 朱党生

主编 王沛芳
副主编 张鸿星 彭桃英
责任编辑 彭桃英
英文编辑 王培 王芳

主管 水利部
主办 河海大学 中国水利学会
环境水利专业委员会

编辑出版 《水资源保护》编辑部

通信地址 南京市西康路1号

邮政编码 210098

电话/传真 (025)83786642

电子信箱 bh@hhu.edu.cn

网络地址 www.hehaiqikan.cn

广告许可证 苏工商3200004010615

印刷 江苏省地质测绘院

发行范围 公开

国内发行 江苏省报刊发行局

邮发代号 28-298

订阅处 全国各地邮局

国外发行 国际图书贸易总公司

(北京市399信箱 100044)

国外发行代号 BM-7892

中国标准连续出版物号 ISSN 1004-6933

CN 32-1356/TV

国内定价 每期12.00元

目次

· 水资源 ·

- 鄂尔多斯乌海地下水水位上升原因分析
..... 陈建生,陈亚飞,谢飞,徐焱,王彦超,江巧宁(1)
- 单一模型地下水水质评价结果的可靠性探讨
..... 刘礼庆,袁乃华,夏蔚芸(10)
- 止水不良孔导致地下水串层污染的机制研究
——以衡水某试验孔为例..... 李敏敏,成建梅,李莎,郭达鹏(14)
- 呼伦贝尔高平原地区浅层地下水脆弱性评价
..... 张川,唐蕴,唐克旺(19)
- 基于可持续能力和协调状态的水资源系统评价方法探讨
..... 郑德凤,张雨,魏秋蕊,孙才志(24)
- 国外典型流域水资源综合管理的经验与启示
..... 杨朝晖,褚俊英,陈宁,贺华翔(33)
- 生物群体智能优化的投影寻踪模型在灌区水资源综合效益研究中的应用
..... 许准,郭晓亮,徐昕,董壮,田浪(38)
- 基于斜生栅藻培养的城市生活废水资源化利用研究
..... 赵昕宇,廖利民,成杰,张凯凯,季祥,巩东辉,蔡禄(44)
- 基于萤火虫算法和熵权法的水资源优化配置..... 张凯,沈洁(50)
- 和谐论在水资源承载力综合评价中的应用
..... 孟珍珠,唐德善,魏宇航,张范平(54)
- 云南省城镇上山的水资源支撑能力评估与保障措施探讨
..... 丁文荣(59)
- 基于集对分析的区域产业结构与用水结构协调评价
..... 刘珊,吴成国,潘争伟,张礼兵(64)
- 基于渗透系数序贯高斯模拟的水库渗漏量不确定性分析
..... 张飞,温忠辉,戴凤君,李伟(69)

· 水生态 ·

- 大藤峡水利枢纽工程设计中的水生态优化措施
..... 王丽,朱远生,杨晓灵,梁晓华(74)
- 湿地型生态岛植物适应性试验
..... 王亚艳,李蒙英,倪鹏平,张剑刚,徐玉良,蔡聪,谢立群(79)

· 水环境 ·

- 江苏省某市典型饮用水水源中抗生素质量浓度特征
..... 胡冠九,陈素兰,穆肃,张蓓蓓(84)
- 微污染水库水超滤膜处理工艺的试验研究
..... 郑钊,裘建平,操家顺(89)
- 珠江重要河流底栖动物水质生物学评价
..... 王旭涛,谢昭,刘威,徐盛(94)
- 里下河地区典型湖泊大型底栖动物与环境因子的相关性分析
..... 朱苏葛,刘凌,罗娟,杨艳青,燕文明(99)
- 化感植物-填料浮床装置的设计与应用
..... 武延坤,朱嘉成,高静思,朱佳,周利,梁栋(105)
- 梯级水库输水线路伪鱼腥藻属时空分布特征及影响因子分析
..... 赵静静,张可方,高静思,朱佳(111)
- 风浪对浅水湖泊水质的影响机制
..... 徐瑞忠,陆雪林,盛根明,胡静(117)
- 保障望虞河引调水期水质的引水顶托条件研究
..... 徐凌云,逢勇,付浩(121)
- 丹江口水库典型入库支流水质评价与趋势分析
..... 王文静,高鹏程,李捷,周裕红(127)
- 引黄入冀补淀工程对地表水环境影响预测
..... 杨柳,逢勇,李幸(131)
- 沿海滩涂淤泥质黏土水盐迁移试验分析
..... 吴明洲,王锦国,陈舟(137)
- 潭江泗合水流域降雨径流非点源污染特征分析
..... 冯麒宇,胡海英,黄国如(143)
- 太湖流域水环境综合治理及其启示..... 朱威,周小平,蔡杰(149)
- 新形势下对太湖流域水环境治理的思考
..... 谢飞,吴俊锋,任晓鸣(153)
- 期刊参数: CN 32—1356/TV * 1985 * b * A4 * 158 * zh * P * ¥12.00 * 3000 * 29 * 2016-05

CONTENTS

Analysis of causes of groundwater level rise in Wuhai area of Ordos Basin *CHEN Jiansheng, CHEN Yafei, XIE Fei, et al*(1)

Study of reliability of groundwater quality evaluation results using a single model *LIU Liqing, YUAN Naihua, XIA Weiyun*(10)

Mechanism of cross strata pollution of groundwater caused by borehole with non-sealing walls; a case study of
a test hole in Hengshui City *LI Minmin, CHENG Jianmei, LI Sha, et al*(14)

Assessment of shallow groundwater vulnerability in Hulunbeir high plain *ZHANG Chuan, TANG Yun, TANG Kewang*(19)

Study of method for evaluation of water resources system based on sustainability and coordinated condition
..... *ZHENG Defeng, ZHANG Yu, WEI Qiurui, et al*(24)

Experiences and lessons of integrated water resources management in typical watersheds abroad
..... *YANG Zhaohui, CHU Junying, CHEN Ning, et al*(33)

Application of projection pursuit classification model based on biological swarm intelligence in comprehensive benefit research of
water resources in irrigation district *XU Zhun, GUO Xiaoliang, XU Xin, et al*(38)

Resource utilization of urban sewage water based on cultivation of *Scenedesmus obliquus*
..... *ZHAO Xinyu, LIAO Limin, CHENG Jie, et al*(44)

Optimal allocation of water resources based on firefly algorithm and entropy method *ZHANG Kai, SHEN Jie*(50)

Application of harmony theory to evaluation of water resources carrying capacity
..... *MENG Zhenzhu, TANG Deshan, WEI Yuhang, et al*(54)

Assessment of water resources capacity during construction of towns built into mountains of Yunnan Province and
it's safeguard measures *DING Wenrong*(59)

Coordinate assessment of regional industrial structure and water utilization structure based on set pair analysis
..... *LIU Shan, WU Chengguo, PAN Zhengwei, et al*(64)

Uncertainty analysis of reservoir leakage based on sequential Gaussian simulation of hydraulic conductivity
..... *ZHANG Fei, WEN Zhonghui, DAI Fengjun, et al*(69)

Measures for aquatic ecological optimization in design of Datengxia Water Project
..... *WANG Li, ZHU Yuansheng, YANG Xiaoling, et al*(74)

Adaptability test of plants in wetland ecological island *WANG Yayan, LI Mengying, NI Pengping, et al*(79)

Characteristics of concentrations of antibiotics in typical drinking water sources in a city in Jiangsu Province
..... *HU Guanjiu, CHEN Sulan, MU Su, et al*(84)

Experimental study on ultrafiltration membrane process for treatment of slightly-polluted reservoir water
..... *ZHENG Zhao, QIU Jianping, CAO Jiashun*(89)

Bioassessment of water quality using benthic macroinvertebrates in major rivers of Pearl River Basin
..... *WANG Xutao, XIE Zhao, LIU Wei, et al*(94)

Correlation analysis between macrozoobenthos and environmental factors in lakes of Lixia River Area
..... *ZHU Suge, LIU Ling, LUO Juan, et al*(99)

Design and application of allelopathic plant-filler floating bed *WU Yankun, ZHU Jiacheng, GAO Jingsi, et al*(105)

Characteristics of temporal and spatial distribution of *Pseudoanabaena sp.* in water transfer route of cascade reservoirs and
analysis of influencing factors *ZHAO Jingjing, ZHANG Kefang, GAO Jingsi, et al*(111)

Influencing mechanism of wind waves on water quality in shallow lake *XU Ruizhong, LU Xuelin, SHENG Genming, et al*(117)

Study of diversion backwater conditions for ensuring water quality of Wangyu River during water diversion period
..... *XU Lingyun, PANG Yong, FU Hao*(121)

Water quality assessment and trend analysis of typical tributaries of Danjiangkou Reservoir
..... *WANG Wenjing, GAO Pengcheng, LI Jie, et al*(127)

Prediction of effect of Yellow River-to-Baiyangdian Water Transfer Project on surface water environment
..... *YANG Liu, PANG Yong, LI Xing*(131)

Experimental analysis on soil water and salt migration of mucky clay in coastal shoal
..... *WU Mingzhou, WANG Jingguo, CHEN Zhou*(137)

Analysis of characteristics of non-point source pollution in rainfall-runoff process in Siheshui Watershed of Tanjiang Valley
..... *FENG Qiyu, HU Haiying, HUANG Guoru*(143)

Lessons from comprehensive management of water environment in Taihu Basin *ZHU Wei, ZHOU Xiaoping, CAI Jie*(149)

Thoughts on water environmental management in Taihu Basin under new conditions
..... *XIE Fei, WU Junfeng, REN Xiaoming*(153)

Sponsor: Hohai University
Society of Environment and Water
Resources, Chinese Hydraulic Engineering
Society
Editor & Publisher: Editorial Board of Water
Resources Protection

Editor in Chief: WANG Peifang
Address: 1 Xikang Road, Nanjing 210098, P. R. China
E-mail: bh@hhu.edu.cn
http: //www.hehaiqikan.cn

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.001

鄂尔多斯乌海地下水水位上升原因分析

陈建生¹, 陈亚飞¹, 谢飞², 徐焱¹, 王彦超³, 江巧宁³

(1. 河海大学土木与交通学院, 江苏南京 210098; 2. 河海大学水电学院, 江苏南京 210098;
3. 河海大学地球科学与工程学院, 江苏南京 210098)

摘要:鄂尔多斯盆地西北部最干旱的乌海地区地下水水位近几年来持续上升,地下水溢出地表形成了一些水泡子,部分居民房屋地基遭受到渗水的浸泡。分析乌海地区渗水、地下水、地表水、降水中的同位素与水化学成分,结合水量平衡分析与地质构造特点,对乌海地下水水位上升的原因进行深入研究。结果表明:乌海地区降水与地下水的 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系点分布没有落在同一条蒸发线上,当地降水对乌海地区的地下水没有补给;乌海地区南北向断裂带上地下水的 $\delta^{18}\text{O}$ 与 δD 值比东西向断裂带上的富集,溶解总固体(TDS)小于1g/L,与乌海地区的涌水一致,由此推测乌海地下水水位上升主要是因为南北向断裂带涌水所致;鄂尔多斯地区地下水的 $^3\text{He}/^4\text{He}$ 与 ^3H 分析结果表明,岩石圈中的高导低速层可能是深循环地下水的导水构造。

关键词:地下水;水位上升;地下水补给源;高导低速层;同位素特征;乌海;鄂尔多斯盆地

中图分类号:P345 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0001-09

Analysis of causes of groundwater level rise in Wuhai area of Ordos Basin

CHEN Jiansheng¹, CHEN Yafei¹, XIE Fei², XU Yi¹, WANG Yanchao³, JIANG Qiaoning³

(1. College of Civil and Transportation Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;
3. School of Earth Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: The groundwater level in the Wuhai area, which is the most arid area in the northwestern Ordos Basin, has continuously risen in recent years. The groundwater overflows to the surface and forms small lakes, causing the foundations of the houses of local residents to be immersed by water. Through analysis of the isotopes and hydrochemical compositions in the seepage, groundwater, surface water, and precipitation across the Wuhai area, and based on water balance analysis and geological structural features, the reasons for the groundwater level rise of the study area are examined. The results show that the deuterium and oxygen isotopic compositions of precipitation and groundwater in the Wuhai area are not scattered along the same evaporation line, indicating that the groundwater is not recharged by local precipitation. The groundwater in the north-south trending fault zone ($\rho(\text{TDS}) < 1 \text{ g/L}$) in the Wuhai area is more enriched in deuterium and oxygen isotopes than that in the west-east trending fault zone. These characteristics are in accordance with those of the overflowing water in the Wuhai area, suggesting that the rise of the groundwater level is caused by the overflowing water in the north-south trending fault zone. Analysis of $^3\text{He}/^4\text{He}$ and ^3H in the groundwater of the Ordos Basin shows that the high-conductivity and low-velocity layer in the lithosphere may be the drainage structure of deep-circulating groundwater.

Key words: groundwater; water level rise; groundwater recharge source; high-conductivity and low-velocity layer; isotopic characteristics; Wuhai area; Ordos Basin

基金项目:国家自然科学基金(51578212);科技部“973”项目(2012CB417005)

作者简介:陈建生(1955—),男,教授,博士,主要从事地下水深循环研究。E-mail:jschen@hhu.edu.cn

2011 年以来,在鄂尔多斯盆地最干旱的乌海市,地下水涌出地表,形成了灾害,引起当地政府的高度重视,查清地下水水位持续上升的原因成为首要任务。鄂尔多斯盆地具有丰富的地下水资源已经成为共识,盆地的地下水年补给量达到 105 亿 m^3 ^[1]。但目前对于鄂尔多斯盆地地下水补给源的认识存在两种不同的观点。一种观点认为地下水来自当地降水,鄂尔多斯盆地所有的地表水与地下水都来自不同时期当地降水的补给,根据地下水分水岭将盆地划分为补给区与排泄区,地下水的补给源区是海拔较高的山区或丘陵,而地势较低的洼地为排泄区。地下水存在浅、中、深等 3 个循环系统:浅循环系统在 100 ~ 250 m,年龄在 14 ~ 40 a;中循环系统在 500 m 左右,循环周期大约为 5 000 a;深循环系统在 500 ~ 1 000 m,循环周期在 5 000 ~ 20 000 a^[2]。另一种观点则认为,地下水来自外源水,西藏内流区的河流与湖泊的渗漏水经过深循环补给到了鄂尔多斯盆地^[3-4]。在乌海地下水水位持续上升的过程中,当地的降水并没有出现明显的变化,地下水显然更符合外源水补给的观点。笔者认为,在补给源问题上存在分歧,主要是观点一缺少了一些必要的证据,以及某些证据本身存在缺陷。

a. 缺少降水入渗试验证据。在大气水、地表水、土壤水与地下水的转化过程中,降水要经过非饱和和土壤才能进入地下水中,地下水来自降水的观点没有土壤水运动试验证据。

b. 水岩反应过程中不可能产生白云岩。前人在进行反向地球化学模拟中,将白云石作为进行反向水文地球化学模拟的“可能矿物相”,将 Mg 元素

作为约束变量^[2,5],这种做法显然是没有理论或实验依据的,因为白云岩沉淀不可能在常温情况下形成^[6]。

c. 鄂尔多斯盆地采用¹⁴C 定年不可靠。在鄂尔多斯深部地层中存在 CO_2 、 CO 、 CH_4 等气体,这些气体通过断裂带进入地下水中,¹⁴C 与 C 比值降低的主要原因不是由于¹⁴C 的衰变,而是由于混入了其他的 C 源,所以,通过¹⁴C 测定的地下水年龄严重偏老,不符合实际情况^[7]。

1 乌海地下水涌出地表形成灾害

2011 年以来,乌海的地下水水位不断上升,海南区等地区的地下水水位已经高出地表,在地表形成了一些泉眼,海南城区一些房屋的基础已浸泡在地下水中,地势较低的房屋地表出现了渗水,渗水量日益严重,已经影响到居民的生活,形成了地质灾害。图 1 中,居民小区渗水溢出地表,挡土墙遭到浸泡。从矿坑、基坑、渗水点溢出的总水量已达到 $1.6 \times 10^4 m^3/d$,涌水在低洼处汇聚,形成了很多水泡子,见图 1(b)、(d)和(e)。涌水在地表形成泉眼,溶解水中的铁离子,氧化形成 Fe_2O_3 红色沉积,见图 1(f)。库布奇沙漠、鄂尔多斯市等地区,虽然地处鄂尔多斯盆地最干旱的地区,但地下水资源十分丰富,存在很多自流井群与泉群,井水自流的时间长达几十年。乌海位于鄂尔多斯盆地的西北,是鄂尔多斯盆地降水量最小的地区,但在海拔 1 668 m 的桌子山上存在稳定的泉水,流量约 5L/s(图 1(c)),成为千里山水库的主要补给源。

鄂尔多斯盆地属于独立的地块,盆地周边与内

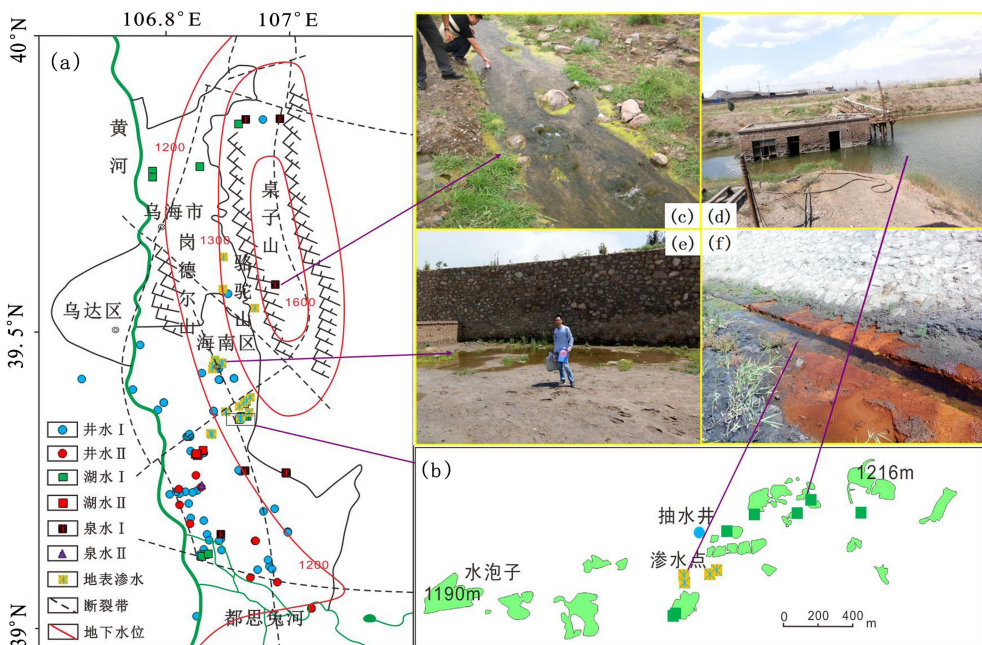


图 1 乌海市地下水涌水区域和采样点分布

部发育着缝合带与基底断裂带。鄂尔多斯盆地西缘逆冲断裂带从南北向穿过乌海,该断裂带北起内蒙古桌子山,经贺兰山,南抵陕西宝鸡附近。多年来,该构造带以其明显的地貌特征、强烈的地震活动性以及丰富的资源受到许多学者^[8-10]的关注,其东西向则有石嘴山—神木断裂带穿过乌海,两条断裂带在乌海的都思兔河流域交汇^[11]。鄂尔多斯盆地被黄河、渭河等河流所围绕,河流割断了鄂尔多斯盆地与周边地区地表水以及潜水的的水力联系。鄂尔多斯盆地的降水量在 150 ~ 650 mm,自西北到东南降水量逐渐增加。乌海位于鄂尔多斯盆地的西北,属于干旱大陆性气候,平均降水量 159 mm,且多集中在 7—9 月份,平均蒸发量 3 237.2 mm。2010 年 3 月,位于桌子山西边的骆驼山煤矿发生了突水事故,超过 1.5 m³/s 的涌水量持续了将近 2 个月。突水事故发生后,乌海市的地下水水位普遍下降,但是造成突水事故的涌水通道被封堵后,地下水水位逐渐恢复了事故发生之前的水平,而且还呈现逐年升高的趋势。

乌海市海南区渗水点的地表高程在 1 161 ~ 1 375 m,东边的黄河水位为 1 077 m,水力梯度达到 1.3%。地下水在地表涌出的现象,表明地下水的补给量很大,而且地层的渗透性极不均匀,存在阻水构造。乌海地区的生活用水全部取自地下水,年内最低水位出现在 6—8 月份,10 月份随着地下水开采量逐渐减少,水位开始上升,1—3 月份为年内高水位期。调查发现,这些年以来,随着乌海市人口的增加与城市的快速发展,地下水开采量在逐年增加,但是乌海的地下水水位非但没有降低,反而逐年升高。地下水水位这种异常上升的现象,暗示着鄂尔多斯盆地等北方地区的地下水循环并不遵从区域水文地质理论,地下水以一种特殊的深循环方式进行补给、径流与排泄,所以,地下水研究正面临着巨大的挑战。

2 乌海水同位素与水化学分析

2.1 降水、地表水与地下水同位素分析

乌海研究区采样点分布参见图 1(a),共采集水样 136 个,其中,井水样 71 个,泉水样 6 个,湖水样 26 个,渗水样 33 个,进行了氘、氧、TDS 分析。鄂尔多斯降水、北方降水、地表渗水、井水、湖水、泉水的 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系点参见图 2。

由于乌海地区没有降水同位素观测点,降水同位素的加权平均值采用了周边观测站的数据,这些观测站分布在乌海周边,包括鄂尔多斯^[12]、张掖、兰州、银川、石家庄、太原、天津、包头、西安与郑州^[13],

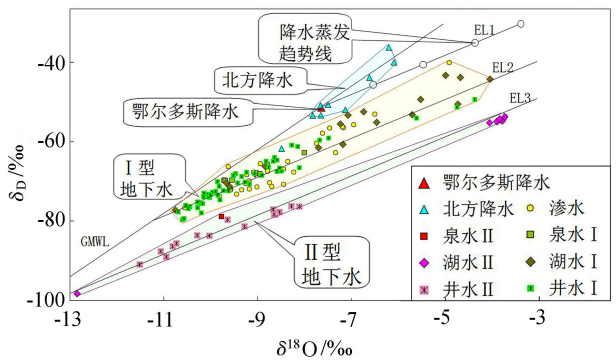


图 2 乌海地区湖水、降水、地下水的 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 分布

这就确保了乌海地区降水同位素的加权平均值应该在图 2 给出的北方降水范围之内。如果乌海地区的地表水或地下水是来自当地的降水入渗,那么,无论地表水还是地下水的 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系点都应该落在降水蒸发线(EL1)上,如空心圆点所示。但事实上,几乎所有的地表水与地下水中 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系点都不在 EL1 上。同位素数据表明,井水、泉水及湖泊都不是降水补给的。

观察乌海水样的同位素分布,笔者发现,乌海地区井水与泉水中的 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系点分别落在了 EL2 与 EL3 两条蒸发线上,表明乌海地区存在两种不同类型的地下水。将 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系点沿着 EL2 和 EL3 分布的地下水分别命名为 I 型地下水和 II 型地下水。I 型地下水广泛分布在乌海地区,上至乌海市最北端,沿着桌子山一直到都思兔河流域,地下水与地表水的 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系点落在 EL2 上;而 II 型地下水的 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系点落在 EL3 上,分布在都思兔河流域,在都思兔河以北的巴音陶亥地区 I 型地下水与 II 型的地下水存在重合区,参见图 1(a)。

2.2 渗水与地下水化学分析

整理水样的同位素和水化学数据,做出 $\delta^{18}\text{O}$ -TDS (total dissolved solids) 的关系图,见图 3。I 型地下水样共有 94 个,TDS 值为 0.26 ~ 4.53 g/L,其中 TDS 值 ≤ 1 g/L 的水样 46 个,TDS 值 > 1 g/L 的水样 48 个;7 个泉水样的 TDS 值都小于 1 g/L;31 个渗

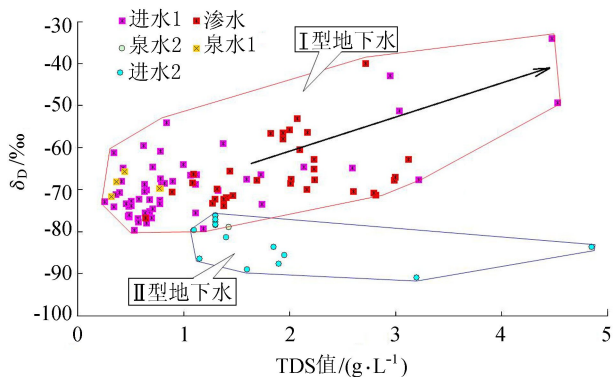


图 3 地下水中的 δD 与 TDS 值之间的关系

水样中 TDS 值 $< 1 \text{ g/L}$ 的只有 2 个,其余的 TDS 值 $> 1 \text{ g/L}$;56 个井水中 TDS 值 $< 1 \text{ g/L}$ 的有 39 个,都是超过 60 m 的深井,而 TDS 值 $> 1 \text{ g/L}$ 的 17 个井水都位于万亩滩附近,属于盐碱滩,都是一些浅井。从图 3 可以看出, I 型地下水中 δD 与 TDS 之间存在相关性,箭头所示表明蒸发造成渗水中的盐分浓度增高。

II 型地下水样 16 个, TDS 值在 $1.10 \sim 4.85 \text{ g/L}$ 之间,其中井水 15 个,泉水 1 个,但所有 II 型地下水的盐分都较高。II 型地下水仅出现在都思兔河以南较小的范围内,参见图 1(b)。图 3 显示地下水的盐分与 δD 没有相关性,深井地下水的 TDS 值偏高意味着地下水在入渗地下之前就受到了蒸发作用, II 型地下水的 $\delta^{18}\text{O}-\delta\text{D}$ 关系点距离 GMWL (global meteoric water line) 更远一些,证实地表水入渗地下之前曾经受过较强的蒸发,渗漏水可能来自蒸发强烈的湖泊,湖水在蒸发过程中盐度升高。

2.3 南北、东西向断裂带与地下水来源

对图 1 进行对比发现, I 型地下水沿着南北向基底断裂带分布, I 型地下水存在 4 个特征:①地下水的 $\delta^{18}\text{O}-\delta\text{D}$ 关系点落在蒸发线 EL2 上,水中的 $\delta^{18}\text{O}$ 、 δD 值比降水贫化而比 II 型地下水富集;② $\delta^{18}\text{O}-\delta\text{D}$ 关系点靠近 GMWL,表明其受到蒸发的程度较低;③大部分水样的 TDS 值 $\leq 1 \text{ g/L}$,属于淡水性质,渗水都属于 I 型地下水,渗水 TDS 值 $> 1 \text{ g/L}$ 的原因是溶解了地层中的盐分以及受到了蒸发;④属于承压水性质,存在泉水与自流井,骆驼山矿难的涌水都是来自于该断裂带;⑤泉水的高程在 $1123 \sim 1668 \text{ m}$ 之间,平均高程为 1326 m ,最高的泉眼位于桌子山,靠近南北向的断裂带。据此推断, I 型地下水来自于南北向的断裂带。

II 型地下水分布参见图 1(a),其具有如下特征:①地下水的 $\delta^{18}\text{O}-\delta\text{D}$ 关系点落在蒸发线 EL3 上, $\delta^{18}\text{O}$ 、 δD 值较为贫化;② $\delta^{18}\text{O}-\delta\text{D}$ 关系点距离 GMWL 较远,表明地下水在入渗地下之前受到了蒸发;③ TDS 值 $> 1 \text{ g/L}$,表明补给源区水的盐分较高,符合湖泊受到蒸发盐分累积的规律;④属于承压水性质,断裂带附近地下水的压力较大,沿着东西向的断裂带上以泉水的形式出溢,汇集到都思兔河中排入黄河,断裂带附近有很多自流井;⑤泉水的高程在 $1016 \sim 1210 \text{ m}$ 之间,平均高程为 1079 m 。II 型地下水分布地区同时有东西向及南北向两组断裂带, II 型地下水应该来自东西向断裂带。

由上述分析可知,桌子山分水岭阻断了鄂尔多斯沉积层地下水与乌海的联系,鄂尔多斯的地下水只可能绕过桌子山,从乌海南部向黄河排泄,属于 II 型地下水,不是海南区涌水的来源。从图 1(a) 可以

看出,一条南北向断裂带穿越了桌子山,在桌子山上海拔 1668 m 处有一股泉水,流量稳定在约 5 L/s ,该泉眼位于南北向的断裂带附近,泉水的 $\delta^{18}\text{O}-\delta\text{D}$ 关系点落在 EL1 上,属于 I 型地下水,表明南北向断裂带中承压水的水头很高,所以,南北向断裂带中地下水水位的升高是造成乌海地表渗水的原因。

3 讨论

3.1 地下水的补给量分析

位于乌海东部的鄂尔多斯的降水量在 $190 \sim 400 \text{ mm}$ 之间,平均年降水量 289 mm ,平均年蒸发量 1963 mm ,其北部达拉特旗的年均降水量略高于乌海,为 187.2 mm ,与乌海具有可比性。3—7 月,达拉特旗地下水水位从距地表 14.22 m 下降到 7 月的 16.43 m ,下降幅度 2.21 m ;8 月至次年 2 月,水位持续升高至 14.23 m ^[14],达到年内地下水水位最高值,见图 4。年内最高和最低水位差值为 2.21 m ,差值表现为地下水的补给能力。考虑到蒸发影响,地下水的年补给量应该大于地下水水位的差值,达拉特旗的潜水含水层为沙层,有效孔隙率约为 35% ,将水位差值 2.21 m 换算得到达拉特旗地下水的年均补给量大于 773.5 mm ,该值是当地年均降水量的 4.1 倍。显然地下水不可能来自当地降水入渗。

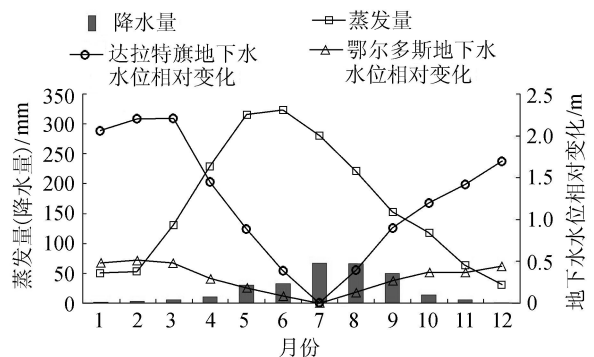


图 4 2005—2014 年鄂尔多斯地区月均降水量、蒸发量与地下水水位的相对变化

鄂尔多斯盆地有 2 种典型的沉积地层:黄土和沙漠。在黄土中进行模拟降水试验,结果表明 130 mm 的降雨最大下渗深度仅为 80 cm ,这些入渗水在下次降水来临之前基本上被蒸发掉了,很难形成累积继而向深部运动^[15];黄土介质中的垂直节理对水分入渗几乎不起作用,而大孔隙对水分入渗起着显著的阻滞作用,连续 26 d 的 390 mm 降水试验的入渗黄土深度仅达到 2 m ^[16]。沙层降水试验表明,单次 59 mm 的有效降水入渗沙层的深度为 0.46 m ^[17]。实际上,只有当土壤含水率达到了田间最大持水率,土壤水才能继续向下运动。进入土壤的降水被土颗粒吸附,形成薄膜水层,薄膜水层越薄,水分子受到

的土颗粒表面电荷的吸引力就越大,只有当外层薄膜水能够脱离土颗粒电荷的吸引,水分子才能成为自由运动的水分子,在重力作用下继续向深部流动。

那么达拉特旗的地下水是否来自于周边地区的降水入渗?鄂尔多斯不同地区地下水水位的差值在 0.23 ~ 2.21 m,平均差值 0.50 m^[14],可以算出鄂尔多斯地区地下水的年平均补给量大于 175 mm,占降水量的 59.3% 以上。侯光才等^[2]将鄂尔多斯盆地划分为补给区与排泄区两部分,补给区位于地下水分水岭附近,而排泄区的地下水水位高于地表高程,具有自流性质。如果鄂尔多斯的地下水来自降水,那么地下水都应该来自补给区的降水入渗,而排泄区的降水对地下水没有贡献。由此可知,要维持目前鄂尔多斯地下水的补给量,补给区的降水量要达到平均降水量的 2 倍(2×175 mm)。事实上,鄂尔多斯的平均降水量只有 289 mm,即使全部的降水都能入渗地下水,也小于地下水的补给量,因此可排除地下水来自降水补给的可能。

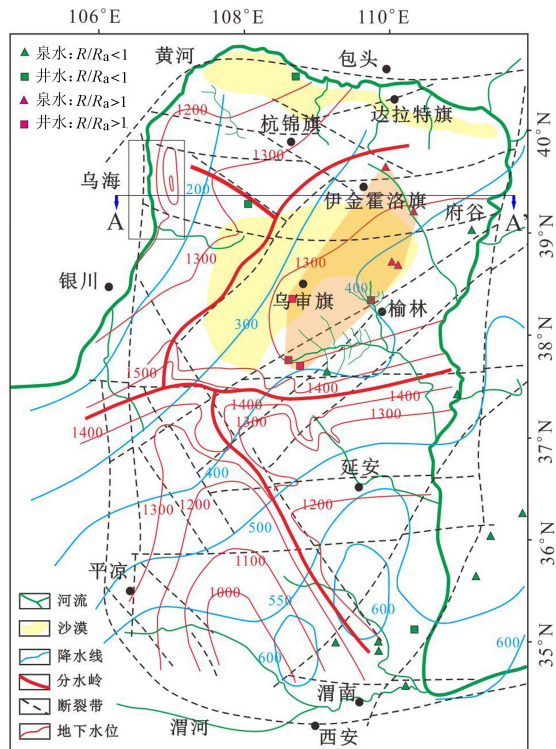
3.2 鄂尔多斯地下水的径流补给与排泄模式

前人曾试图通过反向地球化学模拟来证实地下水来自降水入渗^[2]。具体做法是,将含水层中的斜长石、白云石、方解石、钾长石、伊利石、石膏、绿泥石、NaCl 和阳离子交换作为进行反向水文地球化学模拟的“可能矿物相”,选择 K、Na、Ca、Mg、C、S 这 6 种元素作为约束变量^[5]。但是,200 多年以来白云岩的形成机制始终没有弄清楚^[6]。鄂尔多斯盆地白云岩化的温度在 104 ~ 368℃^[18]。另外,如果鄂尔多斯的白云岩是在径流过程中产生的,那么白云岩中的 δ¹³C 应该显示为贫化,但实际上,鄂尔多斯白云岩中的 δ¹³C 显示为富集^[17]。也就是说,排泄区 Mg 离子的减少表明地下水另有来源。

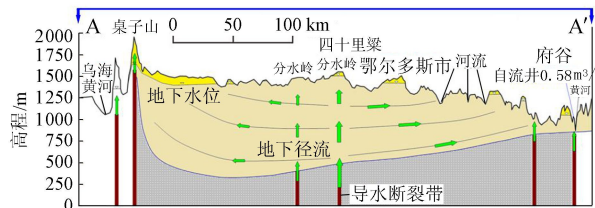
前人根据¹⁴C 定年的结果将鄂尔多斯盆地的地下径流划分为浅、中、深 3 种模式^[19]。由于岩石圈中的 CO₂ 等含 C 化合物混入到地下水中,影响了¹⁴C/C 比值,从而严重影响了¹⁴C 定年的精度^[7]。因为氙在水中属于多数物质,受到的干扰很小,而 CFCs 是人工合成物质,自然界中没有,所以氙与 CFCs 是理想的定年示踪剂。CFCs 测定的鄂尔多斯地下水年龄主要集中在 20 ~ 30 a 之间,最大为 70 a^[20]。

研究表明,青藏高原的河流与湖泊存在严重的渗漏,纳木错湖的渗漏量为 120 ~ 190 m³/s^[21],每年超过 1 000 亿 m³ 的地下水经过深循环方式补给到内蒙古高原、鄂尔多斯、阿拉善、华北平原、东北平原等地区。1985 年以来,青藏高原的降水量呈增加趋势,由于全球变暖,冰川与冻土的融水量也呈增加趋势,造成西藏内流区河流与湖泊的渗漏量逐年增加。

这些渗漏水自西向东运动。地下水年龄测定结果显示,鄂尔多斯、华北平原、东北平原地下水的年龄分别为 20a、30a 以及 40a,年龄分布也暗示着深循环地下水来自青藏高原^[4]。鄂尔多斯盆地有 4 条主要的分水岭,分水岭与降水量之间没有任何关系,但分水岭与基岩断裂带高度吻合,根据地下水的氙氧同位素与西藏内流区降水相同的特征,推断青藏高原的渗漏水通过导水的基底断裂带补给到了鄂尔多斯盆地^[3],见图 5(a)。



(a) 降水线、分水岭、水位线、断裂带分布示意(单位: mm)



(b) 地下水径流补给与排泄示意

图 5 鄂尔多斯盆地概况

排除了地下水补给来自降水入渗,则可以推断鄂尔多斯盆地地下水补给来自导水的断裂带。图 5(b)中给出了鄂尔多斯地下水的径流补给与排泄示意图。在乌海—府谷的剖面中,四十里梁地下水分水岭深部基岩中存在着强导水断裂带,来自青藏高原的渗漏水从导水断裂带中涌入沉积层,在垂直方向上越流补给下层、中层与上层,进入不同层位的承压水又分别向东、西两侧排泄,在下层、中层与上层分别形成了水平流。由于分水岭的东部与西部排泄区的地表高程相差很大,西部最低的排泄区为摩利河(1 220 m),东部最低的排泄区为黄河(850 m),

所以,东部地区地下水的水力梯度远大于西部,即使东部与西部地区下层、中层与上层含水层的渗透系数接近,东部地下水的渗透流速也远大于西部。渗透流速的不同影响到了含水层水的水化学性质,渗透系数大或水力梯度大的地层,地下水的更新速率快,水岩反应产生的离子浓度低,水质就好;反之,水质较差。地下水的这种循环方式令人很容易理解鄂尔多斯地区既存在“上差下好”的含水层,又存在“上好下差”的含水层^[22]。在承压水头高于地表的地区,地下水溢出地表形成河流、湖泊与沼泽,而大量抽取地下水将造成地下水水位降低,沼泽演变成成为盐沼。

3.3 鄂尔多斯深循环导水构造地球物理与水同位素分析

大量的地下水通过深循环涌入鄂尔多斯盆地,由于水的导电性高,而介质的密度低,深循环导水通道具有高导与低速(地震波传输速度)的地球物理特征。大地电磁测深表明,青藏高原到河西走廊、内蒙古高原、鄂尔多斯、太行山、大兴安岭一带的断裂带或缝合带中存在连续的高导层^[23]。在鄂尔多斯与西裂谷中存在2个高导层,中地壳(15~20 km)高导层的电阻率为4~18 Ω·m,上地幔(55~80 km)高导层的电阻率为6~9 Ω·m^[24]。当温度和压力分别达到374.15℃和22.1 MPa时,液态或气态的水都变成超临界态水,所以,中地壳与地幔高导层中的流体可能是液态水或超临界流体,超临界流体也具有高导特性^[25]。如果中地壳与上地幔高导层中都是超临界流体,那么中地壳高导层的电阻率应该远大于地幔高导层,因为超临界流体的导电性与离子积相关,压力、温度越高,离子积越大,导电性能越强^[26-27]。但实际上,地幔与地壳高导层的电阻率的差异不是很大,由此可知,至少中地壳高导层中应该是流动的液态水,因为只有流动的水才能保持低温的性质,符合鄂尔多斯地下水低温的特性。

笔者在鄂尔多斯盆地采集了21个泉水样与10个井水样,采样点分布参见图5(a)。分析水样中的 $\delta^{18}\text{O}$ 、 δD 、 ^3H 、 $^3\text{He}/^4\text{He}$ 、TDS等,发现水中的TDS值在134~860 mg/L之间,平均值为386 mg/L,都属于淡水。由于地壳与地幔的 ^3He 与 ^4He 的比值 R 存在很大的差异,大气中具有稳定的氦比值 R_a ,所以用 R/R_a 判定地下水中氦的来源,地幔玄武岩的 R 值可达 $8R_a$,而地壳中 R 的典型值为 $0.25R_a$ ^[28]。如果地下水中的 $R/R_a=1$,则表示地下水中的氦来自于大气降水,没有遭到地幔或地壳氦的混染;如果地下水的 $R/R_a<1$,则表示地下水遭受到壳源的混染,地下水主要在地壳介质中循环;如果 $R/R_a>1$,则表示地下水受到地幔氦的

混染,地下水的循环地层与地幔玄武岩等有关。

鄂尔多斯盆地大部分地下水的 $\delta^{18}\text{O}$ - δD 关系都落在I型地下水范围内,参见图6(a);明显落在II型地下水区间的只有靠近渭南的1个井水,该点的 $R/R_a<1$,表明地下水径流发生在地壳岩石圈。 $R/R_a>1$ 的点都沿着EL2分布,而且远离全球雨水线GMWL,表明地下水在入渗地下之前受到了蒸发,地下水的径流主要发生在地幔物质中,地下水深循环过程有可能发生在上地幔高导低速层中。 $R/R_a>1$ 的范围仅出现在伊金霍洛旗、乌审旗、榆林所围地区,参见图5,这里是窟野河、无定河等河流的源头,是鄂尔多斯盆地地下水最为丰富的地区,该区附近的一口自流井的涌水量达到了0.58 m³/s,成为府谷县主要的水源地^[17]。地下水受到了幔源氦的混染,暗示着该地区地下水深循环导水通道应该是上地幔中的高导低速层,地层中的白云岩与红土中的Mg、Fe等物质来自地幔,地下水经历了从高温到低温的过程^[29]。

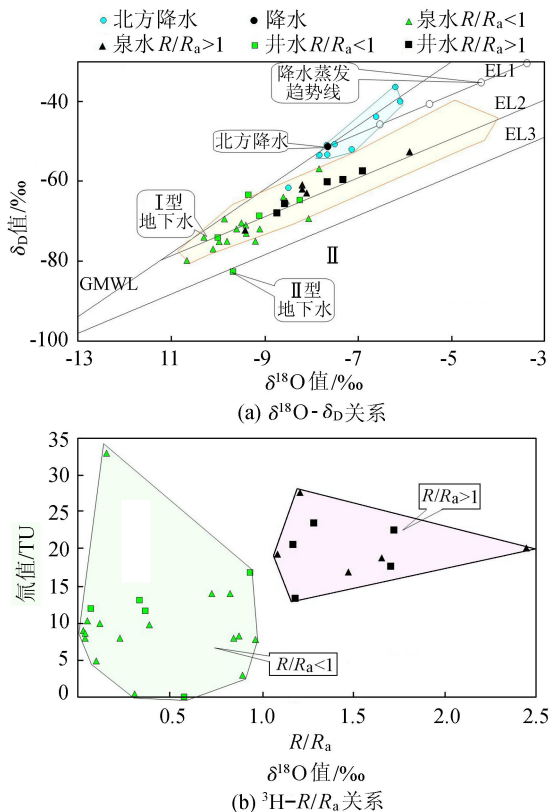


图6 鄂尔多斯盆地泉水与井水的同位素关系

鄂尔多斯盆地泉水与井水的 $^3\text{H}/R_a$ 关系参见图6(b)。 $R/R_a>1$ 的地下水中的 ^3H 值在13.4~27.7 TU之间,均值为20.1 TU。在鄂托克旗深层地下水中曾测量到129 TU与57 TU的高氚水^[30]。含氚的地下水显然来自核试验以来的降水,高氚值表明地下水的径流是在一种渗透性强而且均值的导水构造中,地幔玄武岩孔洞型含水层比较符合这种导水构造^[31]。在 $R/R_a<1$ 的地下水中,氚值范围在0.1~33.0 TU之间,均值为

10.1 TU, 低³H 水显然是来自核试验之前, 地下水年龄出现了很大的差异, 表明沉积层的渗透性差异很大。

3.4 青藏高原渗水量增加造成东部地区水位上升

青藏高原河流与湖泊的渗漏水通过深循环形式自西向东补给到北方地区。1983 年青藏高原的降水量最低, 然后降水量与冰川冻土融水量逐年增加; 1986—1995 年平均温度比 1974—1985 年平均温度高约 0.7℃, 1995—2011 年, 青藏高原温度逐年上升, 1999—2007 年平均温度为 0.5℃, 比 1986—1995 年上升了 0.7℃, 比 1974—1985 年上升了 1.1℃。1985 年以来, 降水量与融水量呈增加趋势, 导致了西藏的河流与湖泊水量增加, 河流与湖泊的渗漏量也随着增加^[32]。近 10 年以来, 北方干旱区地下水水位上升事件频发。

1990 年以来, 河西走廊地下水的水位持续下降, 张掖城区地下水的水位下降的幅度超过了 5 m, 但是 2002 年之后, 河西走廊地下水水位出现了上升趋势, 张掖城区的地下水水位也快速上升, 到了 2005 年, 城区最大的上升幅度达到 8 m, 造成 1 000 多户居民被迫搬迁。研究表明, 地下水来自冰川融水, 通过基底断裂补给到了河西走廊^[33-34]。紧邻青藏高原北缘的是世界第二大的塔克拉玛干沙漠, 沙漠的东南车尔臣河的下游在 20 世纪 70 年代以前还是一个尾间湖——台特玛湖泊群, 发源于昆仑山的车尔臣河最终汇入台特玛湖。由于车尔臣河上游用水量增加, 补给台特玛湖的水量逐年减少, 1972 年车尔臣河发生断流, 下游的台特玛湖接近干涸。但是, 自 2002 年起, 在车尔臣河仍然处于断流的情况下, 台特玛湖得到了地下水的补给, 湖泊水面积最大达到了 300 km²。2009 年 8 月笔者深入塔克拉玛干沙漠腹地, 对湖泊群及周边的地表水、地下水进行了深入的考察和取样, 并结合卫星遥感图像来反演湖泊近几年的动态变化特征。研究证实, 湖泊群水化学及同位素特征与昆仑山北坡冰雪融水相似, 湖泊补给水源主要来自阿尔金山和昆仑山的冰雪融水^[35]。2005 年 3 月, 阿拉善左旗巴彦浩特地下水水位上升, 地表出现了湖泊, 房屋出现了被地下水浸泡的现象^[36]。

2010—2011 年, 鄂尔多斯市伊金霍洛旗的地下水水位埋深从 6.86 m 突然下降到 11.03 m, 地下水突降的原因有 3 种可能: ①与骆驼山矿难有关, 骆驼山突水事件发生在 2010 年 3 月 1 日, 突水事件发生后, 乌海的地下水水位全线下降; ②与鄂尔多斯市当年大量抽取地下水有关; ③其他未知原因。无论何种原因, 地下水水位在随后的 3 年中持续上升, 2012 年、2013 年与 2014 年上涨的幅度分别为 0.08 m、2.19 m 与 1.4 m^[14] (图 7), 与乌海的涌水过程相吻合。由于伊金霍洛旗地下水的 $R/R_a > 1$, 推测地下水来自快速导水构造, 地下水水位的上升反映了地下

水补给量在增加。

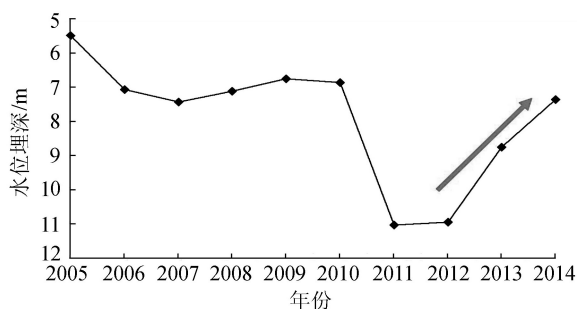


图 7 鄂尔多斯市伊金霍洛旗地下水水位埋深变化趋势

根据 2015 年 7 月 31 日北京地区 885 个地下水水位监测点的数据, 全北京市地下水埋深比 6 月 30 日上升了 15 cm, 地下水的储量在一个月內增加了 $8 \times 10^7 \text{ m}^3$, 这是 1999 年以来同期地下水水位的首次回升^[32]。通过梳理北方地区地下水水位上升的时间关系, 可知北方地区地下水水位上升并非是孤立的水文事件, 具有自西向东发展的趋势, 在未来 10 年, 华北平原与东北平原的地下水水位将会逐年增加, 两地的高水位现象至少分别可持续 30 年和 40 年。

4 结论

a. 乌海地区渗水、井水、泉水以及大部分湖水的同位素分布接近, 却与当地降水的同位素分布有明显差异, 并且降雨入渗试验也说明了当地降水无法补给地下水, 所以笔者认为乌海的地表渗水来自于外源的地下水补给。

b. 乌海存在两种同位素分布差异明显的地下水, 地表渗水为 I 型地下水, TDS 值 $< 1 \text{ g/L}$, 沿着桌子山分布于乌海大部分地区; II 型地下水的水质较差, TDS 值 $> 1 \text{ g/L}$, 分布在乌海都思兔河流域。两种类型地下水的分布与南北向和东西向断裂带分布吻合, 笔者推测地下水分别来自于南北向 (I 型) 与东西向 (II 型) 断裂带组, 外源水通过断裂带补给乌海地区的地下水。

c. 从青藏高原到鄂尔多斯地块的地壳与上地幔中存在着连续分布的高导低速层, 通过对鄂尔多斯—山西裂谷高导层进行电阻率分析, 确定至少中地壳的高导层是由于地下水流动而形成的。伊金霍洛旗、乌审旗与榆林一带的地下水中混染了地幔的氦, 表明该区域的深循环地下水经过了地幔物质。

d. 鄂尔多斯盆地地下水分水岭与基底断裂带高度吻合, 外源水通过导水的基底断裂带越流补给到沉积层中, 越流进入分水岭下层、中层与上层的地下水以水平流方式向两侧低水位地区流动, 最终排泄到河流与湖泊中, 水化学成分与岩性、水力梯度、渗透系数、渗径有关。

e. 青藏高原河流与湖泊的渗漏水通过深循环形式自西向东补给到北方地区,1985 年以来,西藏的降水量与冰川、冻土的融水量增加。2002 年以来,青藏高原周边的河西走廊与塔里木盆地的地下水水位上升,地下水水位自西向东逐渐升高,目前已经扩展到了阿拉善、鄂尔多斯、内蒙古高原,并逐渐向华北平原与东北平原延伸。

参考文献:

[1] 侯光才, 林学钰, 苏小四, 等. 鄂尔多斯白垩系盆地地下水系统研究[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2006, 36(3): 391-398. (HOU Guangcai, LIN Xueyu, SU Xiaosi, et al. Groundwater system in Ordos Cretaceous Artisan Basin [J]. Journal of Jilin University (Earth Science Edition), 2006, 36(3): 391-398. (in Chinese))

[2] 侯光才, 梁永平, 尹立河, 等. 鄂尔多斯盆地地下水系统及水资源潜力[J]. 水文地质工程地质, 2009, 36(1): 18-23. (HOU Guangcai, LIANG Yongping, YIN Lihe, et al. Groundwater systems and water resources potential in the Ordos Basin [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2009, 36(1): 18-23. (in Chinese))

[3] CHEN Jiansheng, LIU Xiaoyan, WANG Chiyuen, et al. Isotopic constraints on the origin of groundwater in the Ordos Basin of Northern China [J]. Environmental Earth Sciences, 2012, 66(2): 505-517.

[4] 陈建生, 王庆庆. 北方干旱区地下水补给源问题讨论[J]. 水资源保护, 2012, 28(3): 1-8. (CHEN Jiansheng, WANG Qingqing. A discussion of groundwater recharge sources in arid areas of North China [J]. Water Resources Protection, 2012, 28(3): 1-8. (in Chinese))

[5] 苏小四, 林学钰, 董维红, 等. 反向地球化学模拟技术在地下水¹⁴C 年龄校正中应用的进展与思考[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2007, 37(2): 271-277. (SU Xiaosi, LIN Xueyu, DONG Weihong, et al. Application of inverse geochemical modeling in the correction of groundwater ¹⁴C dating: advances and thoughts [J]. Journal of Jilin University (Earth Science Edition), 2007, 37(2): 271-277. (in Chinese))

[6] 张景廉, 曹正林, 于均民, 等. 白云岩成因初探[J]. 海相油气地质, 2003, 6(1/2): 109-115. (ZHANG Jinglian, CAO Zhenglin, YU Junmin, et al. The origin of dolomites [J]. Marine Origin Petroleum Geology, 2003, 6(1/2): 109-115. (in Chinese))

[7] 陈茜茜, 陈建生, 王婷, 等. 我国北方地下水年龄测定问题讨论[J]. 水资源保护, 2014, 30(2): 1-5. (CHEN Xiqi, CHEN Jiansheng, WANG Ting, et al. A discussion of groundwater dating in Northern China [J]. Water Resources Protection, 2014, 30(2): 1-5. (in Chinese))

[8] 林向芳. 乌海市海勃湾区地质灾害分布规律[J]. 工程

地质学报, 2010(18): 413-416. (LIN Xiangfang. Distribution rules of the geohazards in Haibo Bay district in Wuhai City [J]. Journal of Engineering Geology, 2010(18): 413-416. (in Chinese))

[9] 刘少峰, 杨士恭. 鄂尔多斯盆地西缘南北差异及其形成机制[J]. 地质科学, 1997, 32(3): 397-408. (LIU Shaofeng, YANG Shigong. The differences between the southwestern and the northwestern Ordos Basin and their forming mechanism [J]. Scientia Geologica Sinica, 1997, 32(3): 397-408. (in Chinese))

[10] 潘爱芳, 赫英, 马润勇. 鄂尔多斯盆地基底断裂对环境地球化学景观与水土流失的控制作用[J]. 水土保持研究, 2006, 13(2): 21-23. (PAN Aifang, HE Ying, MA Runyong. Control action of basement fractures on environment geochemistry landscape and soil erosion in Ordos Basin [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2006, 13(2): 21-23. (in Chinese))

[11] 马润勇, 朱浩平, 张道法, 等. 鄂尔多斯盆地基底断裂及其现代活动性[J]. 地球科学与环境学报, 2009, 31(4): 400-408. (MA Runyong, ZHU Haoping, ZHANG Daofa, et al. Basement fault and their recent activity in Ordos Basin [J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2009, 31(4): 400-408. (in Chinese))

[12] 杨隰城, 侯光才, 文东光, 等. 鄂尔多斯盆地大气降雨氢氧同位素的组成与季节效应[J]. 地球学报, 2005, 26: 289-292. (YANG Yuncheng, HOU Guangcai, WEN Dongguang, et al. Hydrogen-oxygen isotope composition of precipitation and seasonal effects on $\delta^{18}\text{O}$ of precipitation in Ordos Basin [J]. Acta Geoscientica Sinica, 2005, 26: 289-292. (in Chinese))

[13] IAEA/WMO. World survey of isotope concentration in precipitation [EB/OL]. [2015-04-11]. <http://nds121.iaea.org/wiser/>

[14] 郑玉峰, 王占义, 方彪. 鄂尔多斯市 2005—2014 年地下水水位变化[J]. 中国沙漠, 2015, 35(4): 1036-1040. (ZHENG Yufeng, WANG Zhanyi, FANG Biao, et al. Variation of groundwater level in Ordos, Inner Mongolia, China from 2005 to 2014 [J]. Journal of Desert Research, 2015, 35(4): 1036-1040. (in Chinese))

[15] 陈建生, 杨光亮, 王婷, 等. 内蒙古鄂尔多斯西北土壤水流动示踪实验及自流井群补给源讨论[J]. 地球学报, 2014, 35(3): 365-374. (CHEN Jiansheng, YANG Guangliang, WANG Ting, et al. Soil water flow tracer test in Northwest Ordos Basin, Inner Mongolia and discussion on recharge resources of artesian wells [J]. Acta Geoscientica Sinica, 2014, 35(3): 365-374. (in Chinese))

[16] 独仲德, 赵英杰, 倪东旗, 等. 野外试验场黄土包气带水分入渗试验研究[J]. 辐射防护, 2000, 20(1/2): 107-109. (DU Zhongde, ZHAO Yingjie, NI Dongqi, et al. Study on water infiltration in loess aerated zone at CIRP's field test site [J]. Radiation Protection, 2000, 20(1/2): 107-109. (in Chinese))

- [17] 陈建生, 王婷, 陈茜茜, 等. 鄂尔多斯自流盆地地下水来源争议问题讨论[J]. 地质论评, 2013, 59(5): 900-908. (CHEN Jiansheng, WANG Ting, CHEN Xixi, et al. Discussion on the origin of groundwater in the Ordos Basin [J]. Geological Review, 2013, 59(5): 900-908. (in Chinese))
- [18] 李振宏, 郑聪斌. 古岩溶演化过程及对油气储集空间的影响[J]. 天然气地球科学, 2004, 15(3): 247-252. (LI Zhenhong, ZHENG Congbin. Evolution process of palaeokarst and influence to reservoir [J]. Natural Gas Geoscience, 2004, 15(3): 247-252. (in Chinese))
- [19] 张兴君, 郭中小, 徐晓民, 等. 鄂尔多斯盆地地下水¹⁴C年龄的校正[J]. 人民黄河, 2010, 32(4): 81-82. (ZHANG Xingjun, GUO Zhongxiao, XU Xiaomin, et al. ¹⁴C age correction of groundwater in the Ordos Basin [J]. Yellow River, 2010, 32(4): 81-82. (in Chinese))
- [20] 柳富田, 苏小四, 侯光才, 等. CFCs 法在鄂尔多斯白垩系地下水盆地浅层地下水年龄研究中的应用[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2007, 37(2): 298-302. (LIU Futian, SU Xiaosi, HOU Guangcai, et al. Application of CFCs methods in dating shallow groundwater in the Ordos Cretaceous Groundwater Basin [J]. Journal of Jilin University (Earth Science Edition), 2007, 37(2): 298-302. (in Chinese))
- [21] ZHOU S, KANG S, CHEN F, et al. Water balance observations reveal significant subsurface water seepage from Lake Nam Co, south-central Tibetan Plateau [J]. Journal of Hydrology, 2013, 491: 89-99.
- [22] 谢渊, 邓国仕, 刘建清, 等. 鄂尔多斯盆地白垩系主要含水岩组沉积岩相古地理对地下水水化学场形成和水质分布的影响[J]. 沉积与特提斯地质, 2012, 32(3): 64-74. (XIE Yuan, DENG Guoshi, LIU Jianqing, et al. The effects of sedimentary facies and palaeogeography on the formation and distribution of the deep groundwater of the cretaceous strata in the Ordos Basin [J]. Sedimentary Geology and Tethyan Geology, 2012, 32(3): 64-74. (in Chinese))
- [23] 徐常芳. 中国大陆地壳上地幔电性结构及地震分布规律(一)[J]. 地震学报, 1996, 18(2): 254-261. (XU Changfang. The China continental crust and upper mantle electrical structure and the regulation of earthquake distribution [J]. Acta Seismologica Sinica, 1996, 18(2): 254-261. (in Chinese))
- [24] 李立. 大地电磁测深(MTS)用于研究地壳上地幔的初步成果[J]. 物探与化探, 1997, 21(6): 460-467. (LI Li. The preliminary achievements of magnetotelluric sounding in the study of the crust and upper mantle [J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 1997, 21(6): 460-467. (in Chinese))
- [25] SHAW R W. Supercritical water a medium for chemistry [J]. Chemical Engineering News, 1991, 69: 26-39.
- [26] FRANTZ J D, MARSHALL W L. Electrical conductance and ionization constants of salts, acids, and bases in supercritical aqueous fluids: I, Hydrochloric acid from 100 degrees to 700 degrees C and at pressures to 4000 bars [J]. American Journal of Science, 1984, 284(6): 651-667.
- [27] 许春丽, 支霞臣, 谢鸿森. 高温高压下稀盐酸溶液电导率的测定[J]. 科学通报, 1998(1): 111-112. (XU Chunli, ZHI Xiachen, XIE Hongsen. The determination of the conductivity of dilute hydrochloric acid solution under high temperature and high pressure [J]. Chinese Science Bulletin, 1998(1): 111-112. (in Chinese))
- [28] HOKE L, LAMB S, HILTON D R, et al. Southern limit of mantle-derived geothermal helium emissions in Tibet: implications for lithospheric structure [J]. Earth and Planetary Science Letters, 2000, 180(3): 297-308.
- [29] 陈建生, 饶文波, 丁宏伟, 等. 青藏高原冰川融水深循环及其地质环境效应[J]. 科技导报, 2009, 27(14): 118-119. (CHEN Jiansheng, RAO Wenbo, DING Hongwei, et al. The deep-circulation ways of glacier melt water from Qinghai-Tibet Plateau and its geological environmental effect [J]. Science & Technology Review, 2009, 27(14): 118-119. (in Chinese))
- [30] 牛光亮, 马致远, 侯光才, 等. 关于鄂尔多斯盆地白垩系地下水分水岭的探讨[J]. 煤田地质与勘探, 2005, 33(1): 55-57. (NIU Guangliang, MA Zhiyuan, HOU Guangcai, et al. Research on the watershed of the groundwater of Cretaceous in Ordos Basin [J]. Coal Geology & Exploration, 2005, 33(1): 55-57. (in Chinese))
- [31] 江巧宁, 陈建生. 深循环地下水补给长白山天池的水量平衡分析[J]. 水资源保护, 2015, 31(5): 5-12. (JIANG Qiaoning, CHEN Jiansheng. Analysis on water balance of deep cycle groundwater supplying Tianchi Lake of Changbai Mountain [J]. Water Resources Protection, 2015, 31(5): 5-12. (in Chinese))
- [32] GOU Xiaohua, YANG Tao, GAO Linlin, et al. A 457-year reconstruction of precipitation in the Southeastern Qinghai-Tibet Plateau, China using tree-ring records [J]. Chinese Science Bulletin, 2013, 58(10): 1107-1114.
- [33] CHEN Jiansheng, WANG Chiyue. Rising springs along the silk road [J]. Geology, 2009, 37(3): 243-246.
- [34] CHEN Jiansheng, WANG Chiyue, TAN Hongbing, et al. New lakes in the Taklamakan Desert [J]. Geophysical Research Letters, 2012, 39(22): 1-5.
- [35] 陈建生, 陈茜茜, 王婷, 等. 阿拉善沙漠湿沙层水分来源同位素示踪[J]. 水科学进展, 2014, 25(2): 196-206. (CHEN Jiansheng, CHEN Xixi, WANG Ting, et al. Isotopes tracer research of wet sand layer water sources in Alxa Desert [J]. Advances in Water Science, 2014, 25(2): 196-206. (in Chinese))
- [36] 闫雪静. 本市地下水位 16 年来首次回升[N]. 北京日报, 2015-09-09(01)

(收稿日期:2015-01-29 编辑:彭桃英)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.002

单一模型地下水水质评价结果的可靠性探讨

刘礼庆¹, 袁乃华², 夏蔚芸¹

(1. 江苏水文水资源勘测局镇江分局, 江苏 镇江 212000; 2. 镇江市节约用水办公室, 江苏 镇江 212000)

摘要: 分别采用单因子评价法、综合指数法、模糊综合评判法对镇江市浅层地下水水质进行评价, 并给出悲观状况和乐观状况两种情景的评价结果, 与采用传统单一评价方法所得结果进行比较。结果表明: ①悲观状况下, I类、II类监测井占评价监测井总数的5.88%, III类监测井占39.22%, IV~V类监测井占54.9%; 乐观状况下, I类、II类监测井占评价监测井总数的54.9%, III类监测井占5.88%, IV~V类监测井占39.22%。②不同评价方法的评价结果相差较大, 依赖单一评价模型的评价结果进行决策, 是具有风险的。

关键词: 地下水; 水质评价; 单一模型; 单项组分评价法; 综合指数法; 模糊综合评判法

中图分类号: X824 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0010-04

Study of reliability of groundwater quality evaluation results using a single model

LIU Liqing¹, YUAN Naihua², XIA Weiyun¹

(1. Jiangsu Province Hydrology and Water Resources Investigation Bureau, Zhenjiang 212000, China; 2. Water Saving Office of Zhenjiang City, Zhenjiang 212000, China)

Abstract: The water quality of shallow groundwater in Zhenjiang City was evaluated using the single factor evaluation method, the comprehensive index method, and the fuzzy comprehensive evaluation method. The evaluation results in regards to a pessimistic situation and an optimistic situation were obtained, and the results were compared with those obtained with the traditional single evaluation method. The study shows the following results: (1) In the pessimistic situation, the monitoring wells of the grade I and grade II levels accounted for 5.88% of the total monitoring wells evaluated, the monitoring wells of the grade III level accounted for 39.22%, and those of the grade IV and V levels accounted for 54.9%; in the optimistic situation, the monitoring wells of the grade I and grade II levels accounted for 54.9%, the monitoring wells of grade III accounted for 5.88%, and those of the grade IV and V levels accounted for 39.22%. (2) These evaluation methods generate remarkably different results, indicating that it is risky to make a decision based on a single evaluation method.

Key words: groundwater; water quality evaluation; single model; single component evaluation method; comprehensive index method; fuzzy comprehensive evaluation

地下水作为水资源的一个重要组成部分, 具有分布广泛且稳定、相对于地表水不易受到污染、便于开采等优点, 已经成为人们生活生产的重要供水水源。但是受人类活动和原生地球化学环境的共同影响, 地下水水质表现出区域分布和演化的特点^[1]。地下水水质评价是地下水资源评价的一项重要

内容^[2], 根据地下水的主要物质成分和给定的水质标准, 分析地下水水质的时空分布状况, 为地下水资源的管理和开发利用规划提供科学依据^[3]。但由于地下水水质评价指标与水质等级间非常复杂的关系, 以及水体污染的随机性和模糊性, 至今仍没有一个被广泛接受的评价模型^[1, 4]。

1 地下水水质评价结果的可靠性

水质评价过程存在模糊不确定性^[5]。根据地下水资源评价中不确定性因素产生的原因,束龙仓等^[6-8]将其分为客观随机性因素和主观不确定性因素两大类,并对其进行了较为全面的分析。其中,客观随机性是由地下水资源系统内在的随机特性引起的,主要由水文地质、水文变量的空间和时间变化的不均一性决定;主观不确定性是由研究者对系统认识的不全面造成的,主要与数学模型的建立、求解及模型中参数的不确定性有关。在地下水水质评价过程中,数学方法的使用可以排除人为评价的主观性,但也难以避免所采用数学方法的假设和概化对评价结果的影响^[4]。目前地下水水质评价方法较多,主要有单项组分评价法、综合指数法、模糊数学评价法及灰色理论评价法等^[4]。然而,由于不同评价模型采用的原理以及考虑问题角度不同,其评价结果也不尽相同。如单项组分评价法对单个水质指标独立进行评价,评价结果难以全面反映地下水质量的整体状况;综合指数法忽略了水质分级分界线的模糊性,评价结果难以满足水质功能评价的要求和水质污染的真实状况;模糊数学评价法在评价因子确定方面具有一定的主观性等。文献^[9]指出依靠单一模型的评价结果,会导致“弃真”和“取伪”的错误。Hoeting 等^[10]认为传统理论没有正确认识模型的不确定性,过分信赖单个模型做出的决策,这是极具风险的。同时,学者们也逐渐认识到,由于问题的复杂性,可以采用多种数学表达和解释来研究,因此越来越倾向于使用多模型分析方法,而非像以往一样仅依靠单个模型。由此可见,使用单一传统模型对地下水水质进行评价,其评价结果的可靠性是值得探讨的。

2 研究实例

2.1 研究区概况

镇江市地处江苏省西南部,长江下游南岸,位于长江与大运河十字交汇处,镇江东南接常州市,西邻南京市,北与扬州市、泰州市隔江相望。辖句容、扬中、丹阳3市和京口、润州、丹徒、新区4区。全市总面积3847 km²,属北亚热带南部气候区,具有以下气候特征:季风性较明显,过渡突出,变异性显著,温暖湿润,四季分明,热量充裕,雨水丰沛,光照充足,无霜期长等。全市多年(1950—2012年)平均降水量为1064.2 mm,降水量年内分配不均,年际变化较大。全市划分为3大水系:秦淮河、太湖湖西和沿江水系,共有流域面积在50 km²及以下的河流32条

(跨省2条),其中流域面积在100 km²及以上的河流20条,流域面积在1000 km²及以上河流2条,流域面积在50 km²以下至乡镇级主要河流328条。根据地下水在介质中的赋存条件,可以将区内的地下水分为孔隙水、岩溶水与裂隙水3大类。总体来看,镇江市浅层地下水分布广泛、总量丰富,但水质状况较为复杂,不同区域富水性相差较大。

2.2 资料来源及评价方法

此次评价共收集了51眼浅层地下水监测井水质监测资料(其中43眼井为2012年实测资料,8眼井为2014年9月补测资料)。镇江市浅层地下水水质监测井分布见图1。51眼井中句容市4眼,丹阳市3眼,扬中市4眼,市区(包括京口、润州、新区)及丹徒区40眼。监测因子主要包括 I⁻、pH、Cl⁻、NH₄⁺、Fe、NO₂⁻、SO₄²⁻、F⁻、NO₃⁻、总硬度等。

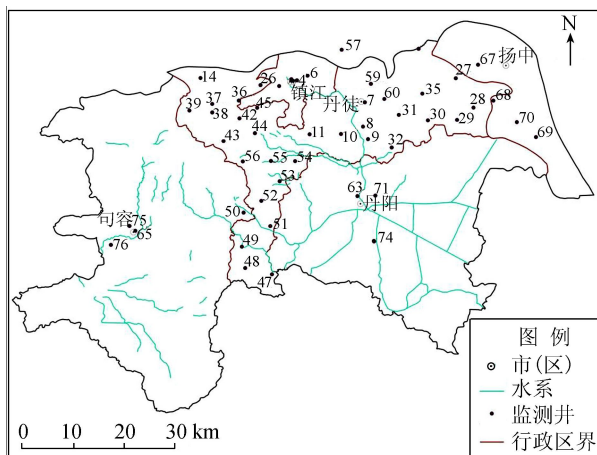


图1 镇江市浅层地下水水质监测井分布

依据 GB/T14848—1993《地下水质量标准》^[11],选取其中较为常用的单项组分评价法、综合指数法和模糊综合评判法分别进行评价,分析采用单一模型进行地下水水质评价结果的可靠性。

2.2.1 单项组分评价法

单项组分评价采用标准指数法进行评价。标准指数大于1,表明该水质因子已超过了规定的水质标准,指数值越大,超标越严重。标准指数计算公式分为以下两种情况:

对于评价标准为定值的水质因子,其标准指数计算公式为

$$P_i = \frac{\rho_i}{\rho_i^s} \quad (1)$$

式中: P_i 为第*i*个水质因子的标准指数; ρ_i 为第*i*个水质因子的检测质量浓度,mg/L; ρ_i^s 为第*i*个水质因子的标准质量浓度,mg/L。

对于评价标准为区间值的水质因子(如pH值),其标准指数计算公式为

$$P = \begin{cases} \frac{7.0 - Z}{7.0 - Z_{sd}} & \text{pH} \leq 7 \text{ 时} \\ \frac{Z - 7.0}{Z_{su} - 7.0} & \text{pH} > 7 \text{ 时} \end{cases} \quad (2)$$

式中: P 为 pH 的标准指数; Z 为 pH 检测值; Z_{su} 为标准中 pH 的上限值; Z_{sd} 为标准中 pH 的下限值。

2.2.2 综合指数法

首先进行各单项组分评价, 划分所属质量类别。

I ~ V 水质类别对应的单项组评分值 F_i 分别为 0、1、3、6、10。

按式(3)确定综合评判分值 F 。

$$F = \sqrt{\frac{\bar{F}^2 + F_{\max}^2}{2}} \quad (3)$$

$$\text{其中} \quad \bar{F} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n F_i \quad (4)$$

式中: \bar{F} 为各单项组分评分值的平均值; F_{\max} 为单项组分评分值的最大值; n 为项数。

根据 F 值划分地下水水质质量级别: $F < 0.80$, 为优良; $0.80 \leq F < 2.50$, 为良好; $2.50 \leq F < 4.25$, 为较好; $4.25 \leq F < 7.20$, 为较差; $F \geq 7.20$, 为极差。再将细菌学指标评价类别注在级别定名之后, 如“优良(II类)”、“较好(III类)”, 以此类推。

2.2.3 模糊综合评判法

模糊综合评判问题, 实质是模糊变换问题, 其原理可用下述模式表示:

$$\tilde{A} \cdot \tilde{R} = \tilde{B} \quad (5)$$

式中: \tilde{A} 为因子模糊向量; \tilde{R} 为模糊关系矩阵; \tilde{B} 为等级模糊向量, 即评价结果。它是评价集上的一个模糊子集, 其各个元素是各因子对于评价等级的隶属度, 综合评判是在单因子评判基础上进行的。

其中, \tilde{A} 的确定方法为

$$a_i = \frac{d_i}{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^n c_{i,j}} \quad i = 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m \quad (6)$$

式中: a_i 为矩阵 \tilde{A} 的第 i 个元素; d_i 为第 i 个水样的实测值; $c_{i,j}$ 为第 i 个因子、第 j 级水质标准值。

式(6)实际是计算污染物的分指数, 具有“权重”的含义。因 $0 \leq a_i \leq 1$, 故采用式(7)更为合适:

$$a_i = \frac{d_i}{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^n c_{i,j}} \bigg/ \sum \left(\frac{d_i}{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^n c_{i,j}} \right) \quad (7)$$

对水质评价问题, 当选定评价集 $c = (c_1, c_2, \dots, c_m)$ 后, 用梯形法求 \tilde{R} 较为切合实际:

$$r_{i,j} = \mu_R(d_i, c_{i,j}) = \begin{cases} 1 & 0 \leq d_i \leq c_{i,j} \\ \frac{c_{i,j+1} - d_i}{c_{i,j+1} - c_{i,j}} & c_{i,j} < d_i \leq c_{i,j+1} \\ 0 & d_i > c_{i,j+1} \end{cases} \quad (8)$$

其中: $i = 1, 2, \dots, n; j = 1, 2, \dots, m$ 。

2.3 评价结果

本次水质评价以 51 眼监测井的水质监测资料为基础, 选取监测资料中的 I^- 、pH、 Cl^- 、 NH_4^+ 、Fe、 NO_2^- 、 SO_4^{2-} 、 F^- 、 NO_3^- 、总硬度等 10 个监测因子作为评价因子。实际评价过程中, 由于监测资料所限, 野外编号为 61、63 和 65 的 3 眼监测井, 选取 pH、 Cl^- 、 NH_4^+ 、 F^- 、 NO_2^- 、总硬度 6 个监测因子作为其评价因子; 野外编号为 67 ~ 71、74 ~ 76 的 8 眼监测井选取 pH、 NH_4^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、Fe、 NO_2^- 、 NO_3^- 、总硬度等 8 个评价因子, 运用单项组评分法、综合指数法和模糊综合评判法分别进行评价, 并设想悲观状况、乐观状况两种特殊情景, 以期给出更具说服力的评价结果(表 1)。

3 结论与分析

a. 悲观状况下, 51 眼水质监测井中, V 类水 23 眼, 占总数的 45.10%, IV 类水 5 眼, 占总数的 9.80%, III 类水 20 眼, 占总数的 39.22%, II 类水 3 眼, 占总数的 5.88%, 由此可见, 所取监测井浅层地下水 IV 类及 V 类水共占 54.90%, 超过 50% (图 2), 即水质适用于各种用途的 I 类、II 类监测井占评价监测井总数的 5.88%, 适合集中式生活饮用水水源及工农业用水的 III 类监测井占 39.22%, 适合除饮用外其他用途的 IV ~ V 类监测井占 54.9%; 乐观状况下, 51 眼水质监测井中, V 类水 8 眼, 占总数的 15.69%, IV 类水 12 眼, 占总数的 23.53%, III 类水 3 眼, 占总数的 5.88%, II 类水 6 眼, 占总数的 11.76%, I 类水 22 眼, 占总数的 43.14%。由此可见, 所取监测井浅层地下水 IV 类及 V 类水共占 39.22% (图 3), 即水质适用于各种用途的 I 类、II 类监测井占评价监测井总数的 54.9%, 适合集中式生活饮用水水源及工农业用水的 III 类监测井占 5.88%, 适合除饮用外其他用途的 IV ~ V 类监测井占 39.22%。两种情境下各水质监测点评价结果分布分别见图 4、图 5。

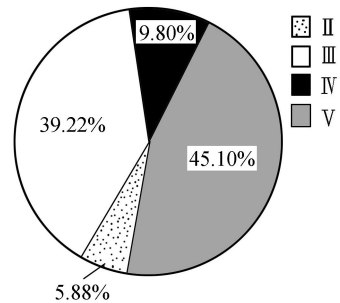


图 2 悲观状况下浅层地下水水质类别比例

表 1 镇江市浅层地下水水质评价结果

野外编号	单因子评价法	综合指数法	模糊评级	悲观状况	乐观状况	野外编号	单因子评价法	综合指数法	模糊评级	悲观状况	乐观状况
01	V	V	V	V	V	47	IV	IV	I	IV	I
04	V	IV	V	V	IV	48	III	II	I	III	I
06	V	V	V	V	V	49	V	IV	V	V	IV
07	V	V	V	V	V	50	III	II	I	III	I
08	III	II	III	III	II	51	III	II	I	III	I
09	III	II	III	III	II	52	IV	IV	I	IV	I
10	III	II	I	III	I	53	III	II	I	III	I
11	IV	IV	I	IV	I	54	III	II	II	III	II
14	V	IV	IV	V	IV	55	III	II	II	III	II
16	IV	V	III	V	III	56	V	V	IV	V	IV
26	III	II	I	III	I	57	V	V	IV	V	IV
27	V	V	V	V	V	58	III	IV	I	IV	I
28	II	I	I	II	I	59	V	V	V	V	V
29	V	V	IV	V	IV	60	III	II	II	III	II
30	II	I	I	II	I	61	V	V	V	V	V
31	II	I	I	II	I	63	V	V	V	V	V
32	III	II	I	III	I	65	IV	IV	V	V	IV
35	III	V	III	V	III	67	V	IV	V	V	IV
36	III	V	I	V	I	68	V	IV	V	V	IV
37	III	II	I	III	I	69	V	IV	V	V	IV
38	III	II	II	III	II	70	V	IV	V	V	IV
39	III	II	I	III	I	71	III	II	I	III	I
42	III	II	I	III	I	74	III	II	I	III	I
43	III	II	I	III	I	75	V	IV	IV	V	IV
44	III	II	I	III	I	76	V	V	V	V	V
45	IV	IV	III	IV	III						

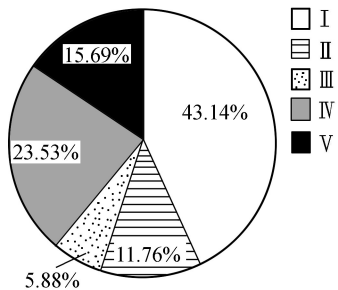


图 3 乐观状况下浅层地下水水质类别比例

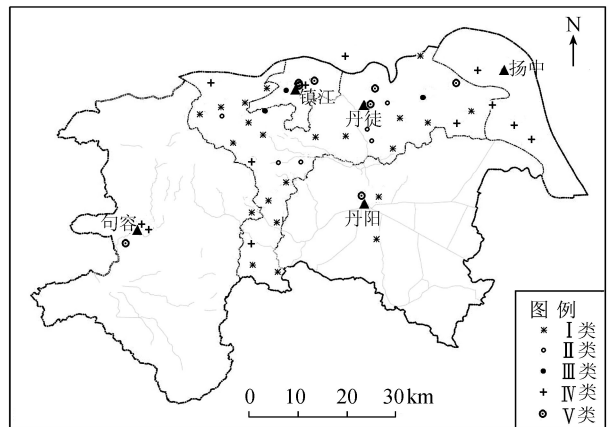


图 5 乐观状况下水质评价结果

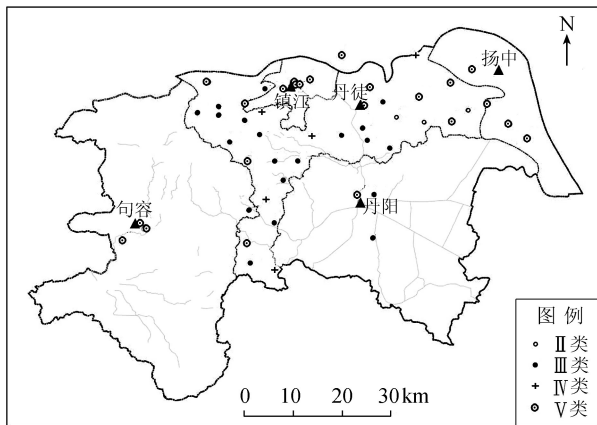


图 4 悲观状况下水质评价结果

b. 不同评价方法的评价结果相差较大,由表 1 可知,3 种评价方法评价结果完全一致的水样仅有 7 份,占总数的 13.7%;而评价结果完全不同的水样有 17 份,占总数的 33.3%。由此可知,依赖单一评

价模型的评价结果进行决策是具有风险的。

c. 由评价过程可知,镇江市浅层地下水 IV、V 类水产生原因主要是 NH_3 、 NO_2^- 、总硬度和 NO_3^- 质量浓度较高,此外铁质量浓度偏高也是其浅层地下水水质为 IV 类的原因之一。同时,采样点分布对水质评价结果有一定影响,比如:扬中、句容均为 NH_3 超标导致水质超标,其中 67、68 号井水分别取自扬中乳胶制品厂和扬中化工厂, NH_3 超标严重。

d. 本研究选择不同评价方法对研究区进行评价,并考虑悲观状况和乐观状况两种情景,结果更具说服力。

(下转第 49 页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.003

止水不良孔导致地下水串层污染的机制研究

——以衡水某试验孔为例

李敏敏, 成建梅, 李 莎, 郭达鹏

(中国地质大学(武汉)环境学院, 湖北 武汉 430074)

摘要:华北平原长期存在“上咸下淡”的水质格局,近年来,咸水下移问题不断威胁深层淡水资源。根据衡水市某止水不良孔(GK井)修复前后其周边观测孔(XK4井)内水质变化情况,通过构建考虑钻孔串层污染的溶质运移模型,对止水不良孔作为优势通道引导咸水下移的机制进行了研究。结果表明:原本水力联系微弱的相邻含水层通过止水不良孔发生了越流,上层咸水在水头差作用下沿井管下移,经滤水管进入淡水层,导致下层淡水迅速咸化;GK井在14个月内形成的污染晕半径为20~75 m,导致XK4井地下淡水矿化度在5个月内升高约5倍;GK井封填后,污染物在水动力作用下发生扩散、稀释,被污染淡水在4个月后又恢复至原有浓度。止水不良孔造成的串层污染不容小觑,应及时发现及早治理。

关键词:止水不良孔;串层污染;淡水咸化;数值模拟;衡水市

中图分类号:P641 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0014-05

Mechanism of cross strata pollution of groundwater caused by borehole with non-sealing walls: a case study of a test hole in Hengshui City

LI Minmin, CHENG Jianmei, LI Sha, GUO Dapeng

(School of Environmental Studies, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan 430074, China)

Abstract: The phenomenon of salt water distributing in the upper aquifer and fresh water distributing in the lower aquifer exists for a long time in North China Plain. Nowadays, fresh water in the lower aquifer is threatening by the downward migration of salt water. Based on the water quality change around the borehole XK4 before and after the borehole GK with non-sealing walls being repaired, the mechanism of salinization caused by the borehole with non-sealing walls was investigated by building the solute transport model considering cross strata pollution. The results show that the transfluence occurs between the adjacent aquifers, which have faint hydraulic connection, through the borehole with non-sealing walls. Salt water in the upper aquifer migrates downward along the well tube and enters into the fresh water aquifer causing the salinization. The radius of the pollution halo of the borehole GK reaches 20~75 m in 14 months, and the mineralization degree of water in the borehole XK4 increases by five times in five months. After the borehole GK was filled, the pollutant diffused and diluted, and the fresh water recovered to the original concentration in four months. The cross strata pollution caused by the borehole with non-sealing walls should attract enough attention and corresponding measurements should be taken.

Key words: borehole with non-sealing walls; cross strata pollution; salinization of fresh water; numerical simulation; Hengshui City

华北平原是我国缺水比较严重的地区,水资源问题严重制约其经济发展,且平原区咸水、微咸水分布广泛,中东部地区浅层地下水几乎全部为咸水和

微咸水^[1]。因咸水开发利用难度大,导致深层地下水淡水超采严重,诱发了地下水降落漏斗、地面沉降、地下水污染等一系列环境问题^[2]。20世纪70年代以

作者简介:李敏敏(1988—),女,硕士研究生,研究方向为地下水数值模拟。E-mail:1206702887@qq.com

通信作者:成建梅,教授。E-mail:jmcheng@cug.edu.cn

来,随着地下水开采量的大幅增加,华北平原开始出现深层淡水咸化的现象,严重威胁宝贵的淡水资源。

淡水咸化的原因,一方面是因为深层淡水的大量开采破坏了浅层咸水和深层淡水之间原本存在的势能平衡和水化学场稳定^[3],不断开采的淡水层与几乎处于原始状态的咸水层水头差的增大造成咸水入侵、深层地下水咸化^[4]。地下水过量开采使深层地下水更容易接受上层及外围咸水的补给^[5]。另一方面,随着地下水需求量的增加,机井数量快速增多,止水不严的废弃机井也大量增加。明木和^[6]通过衡水电测井曲线分析验证了咸水通过坏井下渗的结论。孙国春等^[7-8]以天津井水咸化为例讨论了井管部分锈蚀水井、未经处理停用水井和季节使用的咸淡混合开采井造成其井水或周边井水咸化的现象。前人利用水化学方法、水动力场分析、数理统计等手段开展研究,认为除了超量开采引起的巨大水头差之外,废弃机井通含水层、由点及面地污染淡水也是淡水咸化的重要原因^[1-2, 9-10]。

对于存在止水不良等问题的废弃机井导致深层淡水污染的机制,前人多根据地下水水质进行分析推理,结论的直观性和说服力不足。笔者根据衡水地区某试验孔(XK4井)中地下水淡水咸化实例,分析其周边止水不良孔(GK井)对淡水水质的影响,并利用GK井附近4眼深度不同的监测井(XK1、XK2、XK3、XK4井)组成的分层监测系统的监测结果,对研究区进行数值模拟研究,以便直观地展现上层咸水通过止水不良孔越流补给、污染下层淡水的过程,探讨止水不良孔导致淡水咸化的机制。

1 含水层组划分和钻孔分布

研究区位于衡水市北部,华北平原地下水径流带上。区内第四系由上而下可划分为4个含水组^[11],其中第I含水组(I含)底板埋深45m左右,主要为咸水分布;第II含水组(II含)底板埋深120~170m,属微承压、承压水,主要为淡水分布,是该区主要的地下水开采层;第III、IV含水组底板埋深分别在250~350m和350~450m。不同含水组间分布有厚度不等黏土层,其中第I、II含水组之间以20m厚的黏土、亚黏土、亚砂土相隔,属于弱透水层;其他含水组间以黏土相隔,隔水性较好。

分层监测系统位于研究区咸淡水过渡带,由4口钻井组成,分别位于I含底部(XK1井)、I含II含之间的弱透水层(XK2、XK3井)以及II含顶部(XK4井),止水不良孔GK井位于II含底部。XK1井深45m,取水段位于咸水层;XK2井深52m,XK3井深60m,二者取水段均位于咸淡水过渡带;XK4井

深70m,取水段位于淡水层;GK井深120m,其剖面及平面位置见图1。

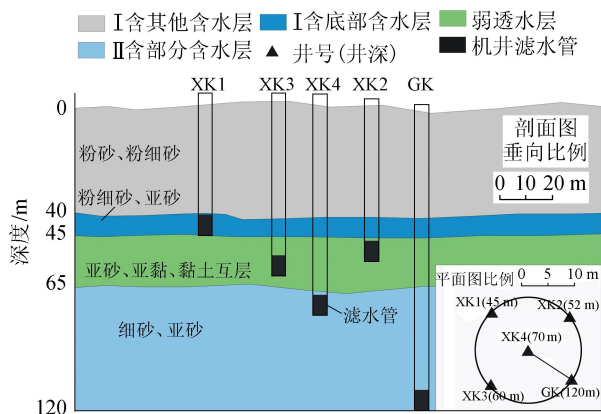


图1 研究区剖面与平面位置

串层污染发生前,XK1、XK2井内地下水为矿化度大于5g/L的咸水,XK3井内地下水为矿化度在1~3g/L之间的微咸水,XK4井内地下水为矿化度小于1g/L的淡水。笔者重点关注XK4井地下水水质变化。

2 串层污染事件描述

2011年12月,研究区新打一眼深120m的钻井(GK井),GK井因成井工艺问题造成止水不良,该井于2013年2月被封填。2012年2月,距离GK井8m远的XK4井地下水矿化度开始升高,且出现较大的波动现象。XK4井地下水水位埋深、矿化度及当地降雨量随时间变化情况见图2。图2中降水量由衡水市气象站提供,矿化度和水位埋深由Solinst Levellogger Model LTC F100/M30水位水温水质记录仪监测。

由图2(a)地下水水位埋深变化曲线可以看出:XK4井地下水水位变化具有明显的季节规律,水位与灌溉关系密切,受降雨影响较小。因春灌抽水的影响,4—7月是低水位期,根据抽水灌溉的时间,地下水水位埋深呈周期性波动。灌溉后地下水受到回渗、降水及河道渗漏补给等作用,水位持续上升,至翌年2—3月达到最高值。

由图2(b)地下水矿化度变化曲线可以看出,XK4井内地下水于2012年2月发生水质恶化,至2012年6月矿化度更是升高至最初矿化度的5倍左右,水质的恶化速率与恶化程度都非常惊人;随后,地下水矿化度在降雨、季节性抽水灌溉等因素的影响下有较大规律性波动;2013年4月地下水水质开始发生好转,矿化度迅速降低,至2013年6月即恢复至原有水平。

XK4井内地下水水质恶化、恢复时间与GK成井、封填时间能够较好地契合,且水质变化存在一定

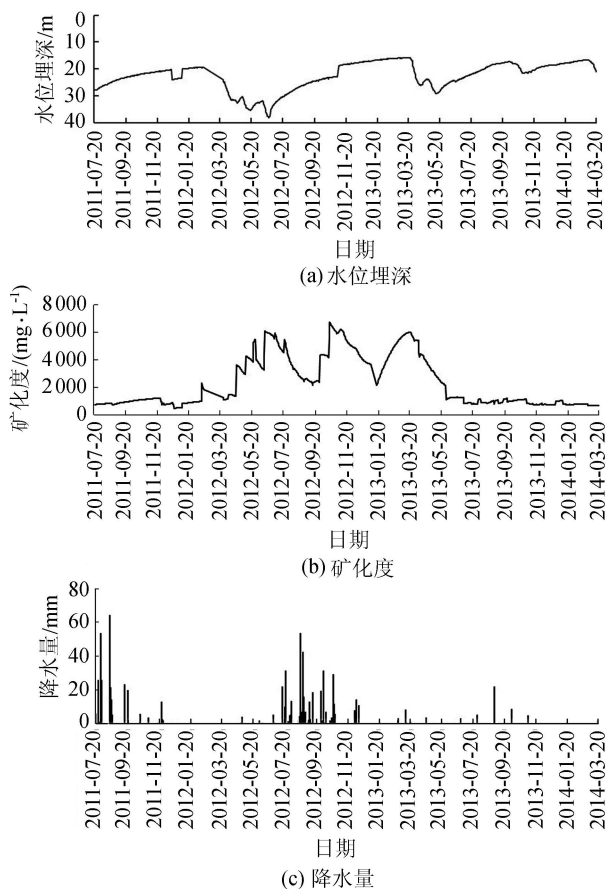


图2 XK4井地下水水位埋深、矿化度及衡水地区降水量随时间变化情况

的滞后效应。其时间对比见表1。

表1 XK4井地下水水质变化时间与GK井成孔、封填时间对比

GX井成孔时间	XK4井水质开始恶化时间	GX井封填时间	XK4井水质开始恢复时间
2011年12月	2012年2月	2013年2月	2013年4月

为了研究下层淡水水质变化与上层咸水的关系,调查对比了各监测井不同时期的水质情况,见表2。水化学类型由ICAP6300电感耦合等离子光谱仪测试得各阴阳离子浓度,通过数据处理分析所得;矿化度由便携式电导率仪-EC3840现场测得。

由表2可以看出,I含底部含水层(XK1井)的矿化度高于其他含水层,且XK4井地下水变化后的

表2 各井地下水不同时期的矿化度与水化学类型

层位	过滤管井号	过滤管位置/m	2011年7月		2012年2月		2012年6月		2013年9月		2014年3月	
			水化学类型	矿化度/(mg·L ⁻¹)	水化学类型	矿化度/(mg·L ⁻¹)	水化学类型	矿化度/(mg·L ⁻¹)	水化学类型	矿化度/(mg·L ⁻¹)	水化学类型	矿化度/(mg·L ⁻¹)
I含底部含水层	XK1	40~45	LS-NM	7602	S-MN	9055	LS-NM	9487	LS-NM	4468	LS-NM	11550
I含II含之间弱透水层	XK2	47~52	LS-MN	7470	S-MN	8354	LS-NM	9225	S-NM			
	XK3	56~60	LN-CM	1161	L-NMC	1239	L-NCM	1785	L-NM	1057		
II含顶部含水层	XK4	65~70	L-NC	778	L-NC	970	S-NM	6016	L-N	1132	L-N	720

注:L代表Cl⁻,S代表SO₄²⁻,H代表HCO₃⁻,N代表Na⁺,M代表Mg²⁺,C代表Ca²⁺。

水化学类型与上层咸水相似,故推测在有水头差和浓度差的动力条件下,I含底部含水层地下水通过GK井“天窗”越流补给、污染了II含顶部含水层(XK4井),导致其地下水矿化度增大。

通过以上分析,笔者认为止水不良孔(GK井)可能作为越流通道导致了串层污染的发生,使浅层咸水下移、深层淡水咸化。为了更准确地研究GK井作为越流通道对地下水影响的动态规律,直观地展现地下水的动态变化、流场分布及污染物运移情况,笔者利用数值模拟软件对研究区地下水流及水质进行模拟。

3 止水不良孔的三维地下水溶质运移模拟

3.1 水文地质概念模型

考虑深层淡水受污染范围较小,封孔后水质恢复迅速、水文地质响应局部特征明显,笔者截取1500m×1500m空间尺度作为模型范围。根据区域含水层结构和钻孔资料将模型概化为4层,并进行三角网格剖分,剖分过程考虑了止水不良井周边加密,最终得到3583个单元,1847个节点(图3)。

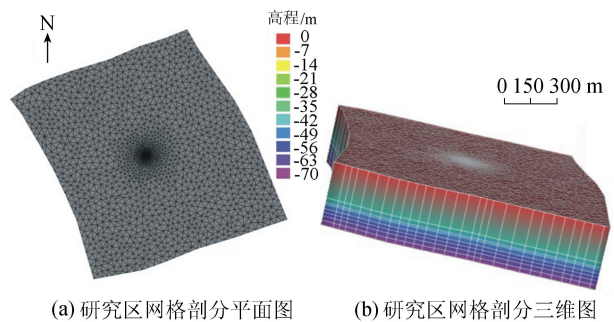


图3 模型网格剖分图

模型的边界刻画参考了研究区地下水流场分布。天然条件下区内地下水自西南向东北流动,模型南北边界刻画为零通量边界,东西边界为流量边界。考虑研究区较小,模型上边界没有分区,统一接受大气降雨补给;下边界为零通量边界;止水不良孔(GK井)设置为多层井边界,穿透弱透水层,流量设为零。各地层水文地质参数参考李亚美等^[12]现场

试验所得(表3)。各含水层初始水头、矿化度资料通过监测获取。

表3 模型各层参数

含水层	底界埋深/ m	$K_x/$ ($m \cdot d^{-1}$)	$K_z/$ ($m \cdot d^{-1}$)	$T/$ ($m^2 \cdot d^{-1}$)	μ_e	孔隙度
第一层	40	5.789	8.64×10^{-4}	231.560	8.40×10^{-3}	0.20
第二层	45	4.320	0.078	21.600	9.00×10^{-3}	0.18
第三层	65	6.91×10^{-3}	2.59×10^{-5}	0.138	5.00×10^{-6}	0.07
第四层	70	0.929	0.043	4.645	5.00×10^{-4}	0.21

注: K_x 为水平渗透系数; K_z 为垂直渗透系数; T 为导水系数; μ_e 为弹性给水度。

3.2 数学模型

根据研究区水文地质条件,其地下水流数学模型可以概化为均质各向异性非稳定地下水流数学模型,用以下数学模型来描述:

$$\begin{cases} \mu_s \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial H}{\partial z} \right) + \varepsilon \\ H(x, y, z, 0) = H_0(x, y, z) & (x, y, z) \in \Omega \\ H(x, y, z, t) = H_1 & (x, y, z) \in S_1 \\ K_n \frac{\partial H}{\partial n} = v(x, y, z, t) & (x, y, z) \in S_2 \end{cases} \quad (1)$$

式中: x, y, z 为空间位置坐标; t 为时间坐标; μ_s 为贮水率; H, H_0, H_1 分别为水头、初始水头和第一类边界水头; $K_{xx}, K_{yy}, K_{zz}, K_n$ 分别为 x, y, z 方向和边界法线方向的渗透系数; v 为地下水流速; ε 为源汇项; Ω 为研究区范围; S_1, S_2 分别为第一类、第二类边界。

地下水溶质运移采用对流弥散数学模型:

$$\begin{cases} \frac{\partial \rho}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial \rho}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial (u_i \rho)}{\partial x_i} \\ \rho(x, y, z, 0) = \rho_0(x, y, z) & (x, y, z) \in \Omega \\ \rho(x, y, z, t) = \rho_1(x, y, z, t) & (x, y, z) \in \Gamma_1 \\ D_{ij} \frac{\partial \rho}{\partial x_j} n_i = q_2(x, y, z, t) & (x, y, z) \in \Gamma_2 \end{cases} \quad (2)$$

式中: ρ 为污染物质量浓度; D_{ij} 为水动力弥散系数; u_i 为渗透速度; ρ_0 为研究区污染物初始质量浓度; ρ_1 为研究区第一类边界污染物质量浓度; n_i 代表各方向上的外法线方向余弦; q_2 为弥散通量; ρ_1, q_2 为已知函数; Γ_1, Γ_2 分别为第一类、第二类边界。

为便于与监测结果对比和模型简化,该模型没有区分各离子质量浓度的变化,而以矿化度表征地下水水质的变化情况。

模型模拟时间为2011年7月—2014年3月。结合GK井成孔与封填时间,将模拟时间分为3个阶段,分别为GK井成孔前、成孔后、封填后。因GK井是地下水淡水污染的可疑通道,故成孔后阶段是笔者较为关注的阶段。

3.3 数学模型求解

研究区XK4井地下水矿化度模拟结果见图4。

由图4可以看出,模拟结果能较好地拟合监测数据,2012年2月份之前XK4井中矿化度始终低于 1 g/L ,之后迅速升高,同年6月达到最大,后期矿化度受集中抽水灌溉影响不断波动,主要体现在两个方面:①人工抽水加强了水平径流,对污染物起到了稀释作用;②上下含水层加大的水头差导致更多的咸水下移,二者共同影响了水质的变化。2013年3月后XK4井矿化度迅速下降,同年6月恢复到最初水平。

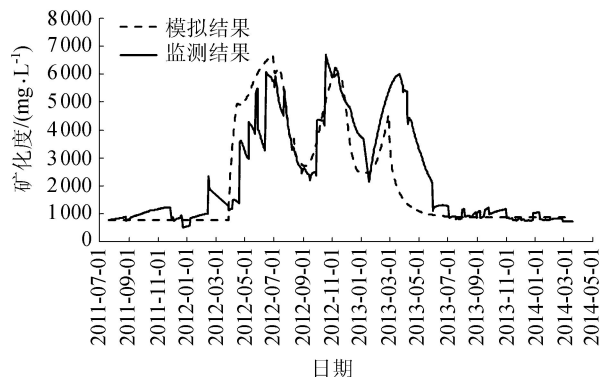


图4 XK4井地下水矿化度模拟结果与监测结果对比

考虑GK孔成井和封堵时间与XK4井水质变化情况,水动力弥散的滞后效应得到体现。2011年12月GK井揭穿弱透水层,2013年2月XK4井中水质开始恶化;GK井于2013年2月封填,XK4井水质在2013年4月方开始好转。实际上,GK井和XK4井平面位置连线与地下水流向近于垂直,在非灌溉期,地下水径流缓慢,机械弥散作用微弱,分子扩散作用成为污染物运移的主要动力。因此尽管井间距只有8m,却滞后了整整2个月。抽水灌溉期地下水流速增加,机械弥散作用增强,由GK井壁进入的咸水在水动力条件下迅速迁移扩散,污染晕沿水流方向成羽状分布,咸水在垂直于水流方向波及范围减小,XK4井地下水水质改善。停止开采后水平径流减弱,伴随上层咸水下移,XK4井水质又迅速恶化。

图5形象地演示了上层咸水通过止水不良钻孔GK井运移至下层淡水的过程,20m厚的弱透水层很好地阻滞了咸水的区域下移,止水不良孔成为短时间内唯一的越流通道。

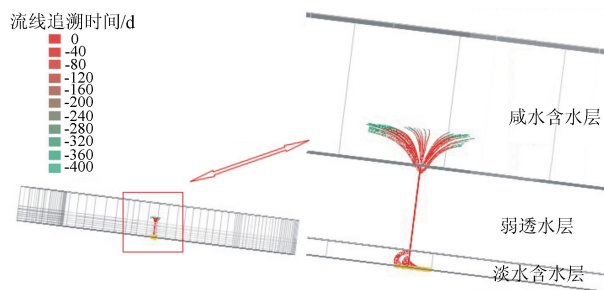


图5 模型地下水后向流线

图6显示了上层咸水通过止水不良孔GK井进

入下层淡水后的运移情况。由图 6 可以看出,地下水矿化度在 GK 井附近(亦为 XK4 井附近)最大,随着与 GK 井距离的增大,地下水矿化度逐渐降低。在地下水流动作用下,污染晕呈羽状分布。

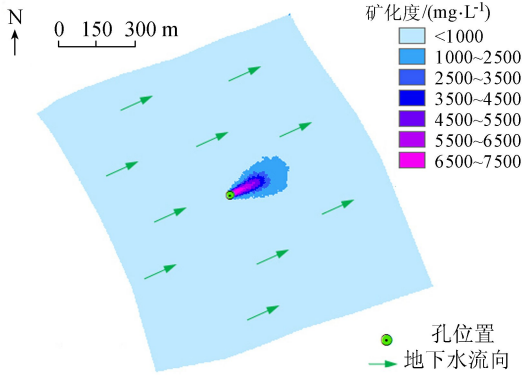


图 6 XK4 井所在含水层地下水矿化度分布

结合试验场地下水监测系统的监测结果和数值模拟结果可以推测:止水不良孔 GK 井是 XK4 井淡水咸化的主要原因,灌溉期大面积抽水形成的水头差、水动力条件会促进上部咸水对淡水的越流补给及其在淡水含水层中的运移扩散,使淡水咸化范围增大;在 GK 井成孔 2 个月后 XK4 井中水质开始恶化;5 个月后 XK4 井内地下水矿化度升高约 5 倍,接近其上层咸水矿化度值;GK 井成孔 14 个月后,模型底部含水层沿水流方向上的污染半径约为 75 m,垂直于水流方向的污染半径约为 20 m,污染半径与含水层渗透性和水动力大小正相关;GK 井封填后 4 个月左右,XK4 井内地下水即恢复至原有浓度。

4 结论

根据衡水地区某试验孔(XK4 井)中地下淡水咸化实例分析了其周边止水不良孔(GK 井)对淡水水质的影响,并利用 GK 井附近 4 眼深度不同的监测井(XK1、XK2、XK3、XK4 井)组成的分层监测系统的监测结果,对研究区进行了数值模拟研究,得出如下结论:

a. 止水不良孔会成为越流通道,使原本没有水力联系或水力联系微弱的含水层通过井管发生越流。上层地下水会在水头差作用下沿井管下移,经滤水管进入淡水层,并在浓度差与对流作用下扩散。在止水不良孔的“天窗”作用下,深层淡水矿化度在 5 个月内即升高约 5 倍,水质与其上层咸水相似,水化学类型由 L-NC 变为 S-NM。

b. 利用数值模拟方法对止水不良孔的“天窗”作用进行模拟,模拟结果能较好地拟合监测结果。通过模拟结果推测,一眼止水不良孔 14 个月的影响半径约为 20 ~ 75 m,影响范围随含水层渗透系数和水动力条件的增大而增大。

c. 作为点源污染,止水不良孔封填后,被污染地下水在机械弥散与分子扩散作用下,4 个月左右可恢复至原有浓度。

止水不良孔的长期存在和大量分布势必会加速衡水市,乃至华北平原淡水咸化进程,使水资源本就匮乏的华北平原陷入更大窘境。上层咸水通过井管直接注入淡水层,淡水的咸化未改变位于弱透水层的咸淡水界面埋深。“井水咸化”虽然不等同于含水层淡水咸化,但对其进行研究可揭示小范围渗流场内地下水异常现象,促进对地下水污染的研究。笔者认为,对衡水市乃至华北平原废弃机井进行普查、统计、修复或封填,意义重大且刻不容缓。

参考文献:

- [1] 费宇红,张兆吉,宋海波,等. 华北平原地下咸水垂向变化及机理探讨[J]. 水资源保护, 2009, 25(6): 21-23. (FEI Yuhong, ZHANG Zhaoji, SONG Haibo, et al. Discussion of vertical variations of saline groundwater and mechanism in North China Plain [J]. Water Resources Protection, 2009, 25(6): 21-23. (in Chinese))
- [2] 吴爱民,李长青,徐彦泽,等. 华北平原地下水可持续利用的主要问题及对策建议[J]. 南水北调与水利科技, 2010, 8(6): 110-113. (WU Aimin, LI Changqing, XU Yanze, et al. Key issues influencing sustainable groundwater utilization and its countermeasures in North China Plain [J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2010, 8(6): 110-113. (in Chinese))
- [3] 张素娥,李志军,孙先锋,等. 河北省地下咸水对地下淡水资源入侵影响分析[J]. 地质灾害与环境保护, 2010, 20(1): 26-30. (ZHANG Sue, LI Zhijun, SUN Xianfeng, et al. Impact of invasion of salty groundwater into fresh groundwater in Hebei Province [J]. Journal of Geological Hazards and Environment Preservation, 2010, 20(1): 26-30. (in Chinese))
- [4] 陈彭,王威,马震. 河北渤海新区地质环境问题探究[J]. 内蒙古煤炭经济, 2014(11): 200-202. (CHEN Peng, WANG Wei, MA Zhen. Exploration of geological environmental problem in Hebei Bohai New Area [J]. Inner Mongolia Coal Economy, 2014(11): 200-202. (in Chinese))
- [5] WEI Aihua, MA Fengshan, YAN Dongfei, et al. The salinization problem of the deep groundwater based on multivariable statistical methods [C]//. Advanced Materials Research. Stafa-Zurich: Trans Tech Publications, 2013: 2520-2524.
- [6] 明木和. 衡水深层淡水咸化问题的探讨[J]. 水文地质工程地质, 1986(5): 42-44. (MING Muhe. The discussion of deep fresh water salinization in Hengshui [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 1986(5): 42-44. (in Chinese))

(下转第 43 页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.004

呼伦贝尔高平原地区浅层地下水脆弱性评价

张 川^{1,2}, 唐 蕴¹, 唐克旺¹

(1. 中国水利水电科学研究院水资源研究所, 北京 100038; 2. 中国地质大学(北京)水资源与环境学院, 北京 100083)

摘要: 在充分考虑呼伦贝尔高平原地区水文地质条件的情况下, 提出了基于 DRASTIC 模型的 DRASL 评价方法, 利用层次分析法确定各指标权重, 结合 ArcGIS 平台对呼伦贝尔高平原地区浅层地下水进行脆弱性分区, 并对评价指标的合理性做了相关的敏感性分析。结果表明, 高脆弱性地区主要分布在海拉尔区周边和满洲里市东郊, 土地利用和地下水位埋深是影响呼伦贝尔高平原地区地下水脆弱性的关键因素。

关键词: 呼伦贝尔高平原; 地下水脆弱性; 层次分析法; DRASTIC 模型; 敏感性分析; ArcGIS 平台
中图分类号: P641.8 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2016)03-0019-05

Assessment of shallow groundwater vulnerability in Hulunbeir high plain

ZHANG Chuan^{1,2}, TANG Yun¹, TANG Kewang¹

(1. Department of Water Resources, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China;

2. School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences (Beijing), Beijing 100083, China)

Abstract: After fully considering the hydrogeology condition of the Hulunbeir high plain, the DRASL assessment method based on the DRASTIC model was established. The index weight was determined using the analytic hierarchy process (AHP), the partition based on the vulnerability of shallow groundwater in the Hulunbeir high plain was conducted combining with the ArcGIS platform, and the sensitivity analysis of the assessment index rationality was performed. Results show that the regions with high vulnerability mainly distribute in the Hailar District and the east part of Manzhouli City. The land use and groundwater depth are key factors affecting the vulnerability of groundwater in the Hulunbeir high plain.

Key words: Hulunbeir high plain; vulnerability of groundwater; analytic hierarchy process; DRASTIC model; sensitivity analysis; ArcGIS platform

国外地下水脆弱性评价研究工作开始较早, 1987 年, Aller 等^[1] 提出了地下水脆弱性评价 DRASTIC 模型方法, 先后应用于美国 Columbia、Wyoming 等 10 个县区的地下水脆弱性评价工作中, 并被加拿大、南非等国采用^[2-4]。1991 年, DRASTIC 模型方法被 Lobo-Ferreira 博士引入欧共体, 并先后在多个国家使用, 欧盟委员会(EEC)地下水工作组采用了该评价模型方法作为欧盟各国家统一的地下

水脆弱性评价方法。目前该评价方法也是国际应用最为广泛的地下水脆弱性评价方法。

国内地下水脆弱性评价工作约在 1995 年起步^[5-7], 自我国跟欧盟 1996 年合作引进了 DRASTIC 模型方法后, 杨庆等^[8-9] 在大连、广州等地区采用 DRASTIC 模型方法进行了地下水脆弱性评价研究, 中国地质调查局在 2004 年把 DRASTIC 方法列入 GWI-D3《地下水脆弱性评价技术要求》, 将其作为

基金项目: 科技基础性工作专项(2012FY130400); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07201006)

作者简介: 张川(1989—), 男, 硕士研究生, 研究方向为水环境遥感。E-mail: zhangchuan0803@163.com

通信作者: 唐蕴, 教授级高级工程师, 博士。E-mail: tangyun@iwhr.com

地下水脆弱性评价的推荐方法^[10]。

呼伦贝尔高平原地区(以下简称研究区)由于工矿企业和农牧业比较发达,且地下水开采布局不合理,分布不均,加之不规范的地下水开发利用,导致区内地下水受到污染的可能性较大,同时对境内自然保护区的生态环境造成潜在威胁。因此,对研究区开展地下水脆弱性评价工作具有重要的现实意义。本文基于 DRASTIC 模型提出了 DRASL 评价方法,利用层次分析法确定各指标权重,结合 ArcGIS 平台对研究区浅层孔隙水脆弱性进行评价分析,为该地区地下水资源的保护和可持续利用提供科学依据。

1 研究区概况

研究区位于内蒙古自治区境内东北部,北纬 47°38'~49°58'、东经 116°10'~120°11'之间,北以额尔古纳河为界与俄罗斯接壤,南抵蒙古,西邻呼伦湖,东连鄂温克自治旗。面积约 3.72 万 km²,占自治区总土地面积的 3.14%,行政区划包括海拉尔区、鄂温克自治旗、陈巴尔虎旗、新巴尔虎右旗、新巴尔虎左旗及满洲里市。区内大部分地区仍保留着完整的天然草原景观,是东北地区现存最大的草原畜牧业基地。

研究区深居内陆,纬度偏高,远离海洋,属中温带大陆季风和半干旱草原气候。多年平均气温 0~3℃,多年平均降水量 250~400 mm,多年平均蒸发量在 1000~2000 mm 间变化。降水量自东向西递减,同降水量分配相反,蒸发量自东向西逐渐增大。区内主要流经的河流有海拉尔河、额尔古纳河、乌尔逊河、克鲁伦河、辉河和伊敏河等,与研究区毗邻的两大湖泊为呼伦湖和贝尔湖,形成了广袤的冲积平原、沙质波状高平原、湖滨平原、沼泽湿地以及沙地。区内现有辉河和呼伦湖两大国家级自然保护区,在保护珍稀鸟类、湿地、草原和森林生态系统方面有着重要的生态价值。2012 年,呼伦贝尔市水资源总量为 272.94 亿 m³,人均占有量约为 1.07 万 m³,水资源人均占有量比较丰富。

区内第四系地层分布广泛,全新统至下更新统地层均有分布,由于所处的地貌位置、地层结构和沉积厚度的不同,地下水的赋存条件差异也很大,据此将研究区内地下水划分为两个基本类型:松散岩类孔隙水、基岩裂隙水,其中,松散岩类孔隙水含水层是该区的主要含水层,主要分布在河谷平原、波状高平原及沼泽湿地中。含水层主要由砂、砂砾石、含黏土砂砾石组成,因为所处的地貌位置以及含水层结构、岩性、补径排条件的差异,其富水性也有明显的不同。研究区内孔隙潜水的主要补给来源是大气降

水,南部的孔隙水也接受贝尔湖和哈拉哈河地表水的侧向补给。研究区内潜水水化学特征有着一定的水平分带性,与区域内地下水的补给区、径流区和排泄区的分布情况是一致的,在高原大部分区域内,由于地下水受地形起伏的控制,径流情况较差,地下水中各离子含量较高,一般为重碳酸硫酸氯化物或重碳酸氯化物型水,矿化度为 1~3 g/L,且部分离子含量超标,受人为因素影响较大。

2 研究区水资源及开发利用现状

2012 年研究区县级行政区总供水量为 4.75 亿 m³,地表水供水量约为 1.92 亿 m³,地下水供水量约为 2.83 亿 m³,各县级行政区供水情况见表 1。

表 1 2012 年研究区各县级行政区供水量 万 m³

县级行政区	地表水供水量				地下水供水量	总供水量
	蓄水	引水	提水	合计		
满洲里市			948	948	2856	3804
新巴尔虎左旗	190	13300		13490	2092	15582
新巴尔虎右旗		2630		2630	1400	4030
陈巴尔虎旗		252		252	6747	6999
海拉尔区			1	1	9808	9809
鄂温克族自治旗	210	1650		1860	5402	7262

2012 年研究区县级行政区总用水量为 4.79 亿 m³,地下水用水量约为 2.83 亿 m³,占总用水量的 59.08%。其中,农业灌溉用水 3035 万 m³,林牧渔业用水 7399 万 m³,工业用水 2.03 亿 m³,城镇公共用水 923 万 m³,居民生活用水 2567 万 m³,生态用水 1.36 亿 m³。

3 研究区浅层地下水脆弱性评价

由于研究区内含水层水力传导系数和包气带介质数据难以获取,可采用已有的含水层介质和土壤介质类型数据代替其进行评价;该区地形坡度基本上在 2% 以内,地形起伏不大,对污染物的运移变化影响不大,故不用考虑地形坡度的影响;土地利用类型是反映人类活动行为对地下水以及污染物运移影响比较重要的因子,在评价过程中可以考虑选取该评价因子。据此,结合研究区实际水文地质条件,本文选择了影响地下水脆弱性的地下水位埋深(D)、含水层净补给量(R)、土壤介质(S)、含水层组岩性(A)和土地利用类型(L)5 个评价指标,建立基于 DRASTIC 模型的 DRASL 评价指标体系对研究区浅层地下水脆弱性进行评价。

3.1 指标数据的选取

a. 地下水位埋深。地下水位埋深是地下潜水水面到地表之间的距离,表征了水从地表入渗进入到含水层所经历的路程长短,据此可以确定污染物

与周围介质的接触时间,是评价模型当中最重要的影响因子。一般来说,地下水位埋深越大,污染物在迁移时被稀释或降解的可能性就越大,地下水脆弱性就越低;反之,地下水位埋深越小,地下水脆弱性也就越高。研究区的地下水位埋深多在 0~50 m 之间,差异较大,本文收集到的地下水位埋深数据来自于当地水利部门调查的研究区 138 眼地下水监测井数据,在 ArcGIS 平台中处理后可得到研究区地下水位埋深分布图,等级评分见表 2。

b. 含水层净补给量。含水层的净补给量是地表水入渗进入地下并最终进入到含水层的水量,可以通过年降水量减去年蒸发量、地表径流量及植物和土壤蓄水量来获取含水层的净补给量数据。一般来说,含水层净补给量越多,污染物随着地表水入渗迁移进入到含水层的量也就越大,地下水脆弱性越高;反之,含水层净补给量越少,地下水脆弱性也就越低。但随着净补给量的增加,污染物被稀释、降解以及发生氧化还原反应的可能性也就越高,反而地下水脆弱性会降低。研究区含水层的补给项主要包括降雨入渗和灌溉入渗,本文收集到的含水层净补给量数据来源于当地水利部门水资源调查评价成果,是 2014 年以县为单位统计的补给量的平均值,包括降雨入渗补给量和灌溉入渗补给量,在 ArcGIS 平台中处理后可得到研究区含水层净补给量分布图,等级评分见表 2。

c. 含水层介质。含水层是能够给出或透过一定水量的岩层和土层。含水层中地下水的流动受含水层介质的制约,相应的污染物随水流迁移也受地下水流和含水层介质的影响。一般来说,含水层介质颗粒越大,渗透系数越大,含水层介质的稀释能力越小,地下水脆弱性越高;反之,含水层介质颗粒越小,渗透系数越小,地下水脆弱性越低。研究区内地下水含水层主要为松散岩类孔隙含水层,本文收集到的含水层介质类型数据来源于中国地质调查局全

国地质资料馆纸质报告,扫描并在 ArcGIS 平台中处理后可得到研究区含水层介质类型分布图,等级评分见表 2。

d. 土壤介质。土壤介质是非饱和带上部具有生物活动的部分,通常为平均厚度 2 m 或小于 2 m 的地表风化层。土壤介质对渗入到含水层的地下水补给量有一定的影响,因而污染物在随水流入渗到含水层的过程中也会受到影响。一般来说,土壤介质颗粒大小、有机质含量、黏土矿物含量、黏土的胀缩性能、含水量等对地下水脆弱性有着很大影响,土壤介质颗粒越小、黏土矿物含量越高、土壤的胀缩性越小、有机质含量越高、含水量越高,地下水脆弱性越低;反之地下水脆弱性越高。研究区的土壤介质大部分为砂土以及砂质壤土,对当地的地下水脆弱性影响较大,本文收集到的土壤介质类型数据来源于“中国土壤科学数据库 2011 版”(中国农业科学院农业资源与农业区划研究所数字土壤实验室制作),经 ArcGIS 平台处理后可得到研究区土壤介质类型分布图,等级评分见表 2。

e. 土地利用类型。土地利用类型是人类在改造利用土地进行生产和建设的过程中所形成的各种具有不同利用方向和特点的土地利用类别。人类活动的不断加剧是导致地下水环境受到破坏的主要原因之一,而土地利用类型的变化则是人类活动的真实写照,主要表现在不同的地表覆盖物对降水入渗和蒸发的影响,从而影响到地下水的补给和排泄,进而污染物的运移也会受到相应的影响,可以通过对土地利用类型变化的研究来分析其对地下水脆弱性高低的影响。本文收集到的是土地利用类型数据来源于研究区 2014 年 5—9 月的 TM 遥感影像,分辨率 30 m,通过遥感解译并根据研究区实际情况将土地利用类型分为耕地、草地、林地、未利用土地、水域以及城乡、工矿和居民用地等 6 种类型,在 ArcGIS 平台中处理后可得到研究区土地利用类型分布图,

表 2 DRASL 评价指标等级划分和赋值

地下水位埋深		含水层净补给量		含水层介质		土壤介质		土地利用类型	
范围/m	评分	范围/(mm·a ⁻¹)	评分	类型	评分	类型	评分	类型	评分
(0,1.5]	10	(0,50.8]	1	流纹岩、凝灰岩、安山岩	3	砂土	9	未利用土地	1
(1.5,4.6]	9	(50.8,101.6]	3	砂	4	砂质壤土	6	林地	2
(4.6,9.1]	7	(101.6,177.8]	6	粉细砂、含黏土砂砾石、中细砂	5	壤土	5	草地	3
(9.1,15.2]	5	(177.8,182]	8	细砂	6	砂质黏壤土、粉砂质黏壤土	4	水域	5
(15.2,22.9]	3			砂砾岩、细砂(中粗砂)	7	黏质壤土、壤黏土	3	耕地	6
(22.9,30.5]	2			砂砾岩、砂砾石、细砂	8	黏土	2	城乡、工矿和居民用地	9
>30.5	1					重壤土	1		

等级评分见表 2。

3.2 评价指标权重的确定

本文基于层次分析法(AHP)^[11]确定 DRASL 评价方法中各评价指标的权重大小,尽量避免传统模型中权重赋值过程中人为因素的干扰,针对目标层,对准则层的 5 个评价指标采用 1~9 标度法比较;地下水埋深不仅影响含水层补给量的大小,而且也影响污染物进入到含水层的能力,是 5 个评价指标中最重要的因子;而土地利用类型决定了含水层净补给量的大小以及地形的起伏,影响力比地下水埋深稍弱;其次是含水层净补给量,该因子的大小直接决定了进入到含水层污染物的数量,比之土地利用类型影响力稍弱;对研究区来说,其含水层组岩性主要是砂、砂砾石以及砂砾岩等,土壤介质类型主要为砂土以及砂质壤土,对地下水脆弱性的影响区别不大,但污染物迁移最终进入含水层,两者中含水层介质又稍显重要。

根据以上分析,在参考研究区实际水文地质条件基础上,考虑到 5 个指标对地下水脆弱性影响程度不同,可将土壤介质取标度 2,含水层介质取标度 3,含水层净补给量取标度 4,土地利用类型取标度 5,地下水位埋深取标度 6。采用层次分析法计算并经一致性检验后获得地下水位埋深、土地利用类型、含水层净补给量、含水层介质、土壤介质这 5 个评价指标的权重依次为 0.30、0.25、0.20、0.15、0.10。

4 评价结果及分析

4.1 评价结果

在 ArcGIS 软件中选取栅格为基本的评价单元,栅格大小 100 m×100 m,栅格数 3 027×2 644 个,将 5 个评价指标按划分的权重进行空间叠加,可以得到研究区浅层地下水脆弱性分区结果如图 1 所示。

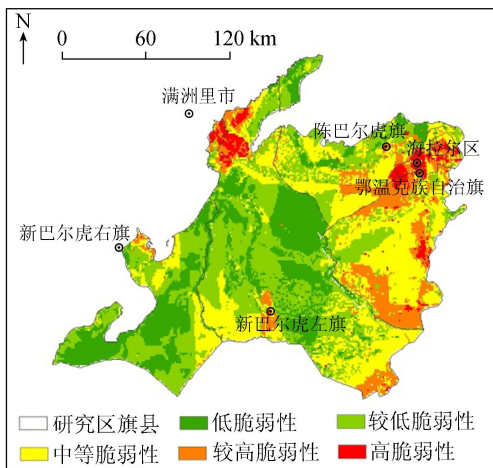


图 1 研究区浅层地下水脆弱性分区

按照自然间断点分级法将研究区脆弱性指数分

为 5 个区间:低脆弱性 [1.50, 2.79), 较低脆弱性 [2.79, 3.34), 中等脆弱性 [3.34, 3.90), 较高脆弱性 [3.90, 4.63), 高脆弱性 [4.63, 7.48]。

4.2 结果分析

a. 低脆弱性及较低脆弱性区。主要位于高平原区新巴尔虎左旗境内西北部、西南新巴尔虎右旗境内以及海拉尔河以北低山丘陵、额尔古纳河东南冲积平原一带,分布面积 2.07 万 km²,占高平原区总面积的 55.6%。该区地下水位埋深较大,多在 23~50 m 范围内,含水层自净能力较强,土壤类型以黏土和黏壤土为主,大部分为牧区,土地利用方式以草地为主,除北部海拉尔河一带降水补给较多外,其他大部分地区降水补给少,且该地区人口不密集,耕地、城镇稀少,对地下水的开发利用很少,地下水脆弱性相对较低。

b. 中等脆弱性地区。主要位于高平原区南部乌尔逊河以东冲积平原、东部伊敏河以西一带、辉河以南冲积平原一带以及海拉尔河中下游一带,分布面积 1.10 万 km²,占高平原区总面积的 29.6%。该区地下水位埋深在 10~20 m 之间,主要接受大气降水入渗补给,部分地区接受河流侧向补给,含水层岩性以细砂、砂岩、砂砾岩为主,含水层具有一定的自净能力,会有少许污染物随水流进入到含水层,土壤以砂土、砂质壤土为主,土地利用以草地为主,有少部分未利用土地,含水层净补给量在 100 mm/a 以下,地下水脆弱性中等。

c. 较高脆弱性及高脆弱性区。主要位于高平原区东北海拉尔区、陈巴尔虎旗和鄂温克族自治旗两旗政府驻地周边、满洲里市东郊、辉河以北冲积平原以及新巴尔虎左旗阿木古郎镇周边,分布面积 0.55 万 km²,占总面积的 14.8%。该区地下水类型主要为松散岩类孔隙水,地下水位埋深浅,多在 0~10 m 之间,污染物易进入含水层,含水层自净能力较差,含水层净补给量在 150~200 mm/a 之间,土地利用以耕地及城乡、工矿和居民用地为主,其次为草地。该区人口密集,人类活动频繁,农牧业及工矿业较发达,地下水开采量大,水位水质易受影响,地下水脆弱性高。

根据研究区地下水脆弱性评价分区结果,提出地下水污染预防对策:①对研究区内地下水脆弱性高的地区,例如海拉尔区、陈巴尔虎旗和鄂温克族自治旗两旗政府驻地周边、满洲里市东郊以及辉河以北冲积平原,应颁布相关管理条例,规范地下水开采行为和农药化肥的使用情况;对地下水脆弱性低的地区,例如广大草原牧区,应加强地下水监测和管理,防止人为污染;②对一些地下水脆弱性高且以开

采地下水为主的地区,例如满洲里市铁路水源地一带和城镇人口聚集区,应尽快建立水源地保护区,采取有效保护隔离措施,避免地下水遭到污染而无法保障供水安全;③在已受到污染的含水层地带,应该开展地下水修复及土壤修复工作。

4.3 敏感性分析

由于水文地质条件不同,相同的地下水脆弱性评价指标在不同的研究区影响程度是不一样的,例如在华北平原地下水位埋深是很重要的影响因子,对地下水脆弱性有着很大的影响;而在地下水位埋深差异小的地区,影响则不是那么明显。

对影响研究区地下水脆弱性的评价指标进行敏感性分析,讨论每个指标参与评价的必要性,分析判断对该区地下水脆弱性影响最高和最低的指标,也是对地下水脆弱性评价指标选取合理性的一个验证。敏感性高的评价指标对地下水脆弱性影响较大,在野外调查和室内数据资料收集时应着重考虑,增加采样密度,提高数据精度;敏感性低的评价指标对地下水脆弱性影响较低,可以适当放宽其数据要求;敏感性最低的指标,在需要调整地下水脆弱性评价指标体系时可以考虑去掉。

目前地下水脆弱性评价中有两种敏感性分析方法,分别是由 Napolitano 等^[12]提出的单参数敏感分析法和 Lodwick 等^[13]提出的地图移除参数分析法,本文采用单参数敏感分析法对研究区脆弱性评价参数进行指标敏感性分析。单参数敏感分析法用于评价每个指标对地下水脆弱性的影响,通过计算每个指标的有效权重进行分析。有效权重是每个指标评分和对应权重的乘积占研究区地下水脆弱性指数的百分比,计算公式为

$$W = \frac{P_r W_p}{I} \times 100\% \quad (1)$$

式中: W 为单指标有效权重; P_r 为指标评分; W_p 为指标对应权重; I 为地下水脆弱性指数。

计算结果(表2)表明,有效权重平均值从大到小依次为地下水位埋深(34.50%)、土地利用类型(27.60%)、含水层净补给量(14.41%)、土壤介质(12.65%)和含水层介质(10.84%),其中,地下水位埋深和土地利用类型是影响研究区地下水脆弱性

表2 研究区评价指标有效权重分布

评价指标	指标有效权重/%			
	最大值	最小值	平均值	标准差
地下水位埋深	70.10	5.30	34.50	6.3
含水层净补给量	51.40	3.03	14.41	3.0
含水层介质	38.10	9.20	10.84	4.4
土壤介质	47.06	1.60	12.65	3.6
土地利用类型	93.70	3.40	27.60	5.0

最重要的两个指标,敏感性较高;含水层净补给量、土壤介质和含水层介质敏感性稍低,三者对研究区地下水脆弱性影响程度基本一致。总体来看,不存在敏感性特别低的评价指标,选取指标较为合理。本文基于层次分析法确定的评价指标的权重值(地下水位埋深0.30、土地利用类型0.25、含水层净补给量0.20、含水层介质0.15和土壤介质0.10),与敏感性分析得到的有效权重相比,差异较小,指标权重确定较为合理。

5 结论

a. 研究区地下水脆弱性整体上处于较低水平,地下水防污性能良好,较高脆弱性及高脆弱性地区分布面积为0.55万 km^2 ,仅占研究区总面积的14.8%,这些地区人口密集,存在着农业、工业和生活污染源,易随水流迁移进入含水层污染地下水。

b. 通过敏感性分析与层次分析法相互验证,可知选取的5个评价指标以及权重分配较为合理,其中,地下水位埋深和土地利用类型是影响研究区地下水脆弱性的最重要因素,如何搜集这两个评价指标更为准确和具有代表性的数据是该地区地下水脆弱性评价工作的关键。

参考文献:

- [1] ALLER L, BENNETT T, LEHR J H, et al. DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeological settings [R]. Oklahoma: U. S. Environmental Protection Agency, 1987.
- [2] ROSEN L. A study of the DRASTIC methodology with emphasis on swedish conditions [J]. Ground Water, 1994, 32(2): 278-285.
- [3] GENNARO P. Groundwater vulnerability map explanatory notes-castlereagh catchment [R]. Sydney: Centre for Natural Resources, NSW Department of Land and Water Conservation, 2001.
- [4] Water Science and Technology Board, National Research Council. Ground water vulnerability assessment contamination potential under conditions of uncertainty [M]. Washington D C: National Academy Press, 1993.
- [5] 孙才志, 潘俊. 地下水脆弱性的概念、评价方法与研究前景 [J]. 水科学进展, 1999, 10(4): 444-449. (SUN Caizhi, PAN Jun. Concept and assessment of groundwater vulnerability and its future prospect [J]. Advances in Water Science, 1999, 10(4): 444-449. (in Chinese))
- [6] 郭晓静, 周金龙, 靳孟贵, 等. 地下水脆弱性研究综述 [J]. 地下水, 2010, 32(3): 1-5. (GUO Xiaojing, ZHOU Jinlong, JIN Menggui, et al. Overview of the research on groundwater vulnerability [J]. Ground Water, 2010, 32(3): 1-5. (in Chinese)) (下转第32页)

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.005

基于可持续能力和协调状态的水资源系统 评价方法探讨

郑德凤,张雨,魏秋蕊,孙才志

(辽宁师范大学城市与环境学院,辽宁大连 116029)

摘要:基于可持续理论、系统协调理论内涵,从区域资源条件、生态环境、水资源开发利用水平及经济社会现状要素相互耦合、共同支撑水资源系统的角度,应用压力-状态-响应模型(PSR模型)构建了区域水资源系统综合评价指标体系,借鉴前人研究成果提出了水资源系统可持续度、协调度概念及其定量表征方法,在此基础上提出水资源系统综合评价方法,并结合有关数据对2003—2013年辽宁省水资源安全形势演进态势进行实证分析。结果表明:①研究时段内辽宁省水资源系统可持续度呈整体上升趋势,自然因素导致资源子系统可持续度变化不稳定,其余3个子系统可持续度基本呈现逐年提升态势;②研究时段内辽宁省水资源系统协调度波动变化,是资源条件、生态环境、开发利用水平和经济社会发展因素的耦合导致子系统之间的协调关系不稳定;③在研究时段内辽宁省水资源系统安全等级逐渐提高,安全态势趋于好转。未来,有关部门应在加大自然资源和生态环境保护力度、提高水资源开发利用水平和促进区域经济社会发展的基础上,努力探索区域水资源系统协调发展和统一管理的新思路和新方法,将水资源纳入区域可持续发展进行综合管理和优化配置,以期实现区域水资源系统和谐、可持续发展目标。

关键词:水资源系统;可持续能力;协调状态;综合评价;系统安全;辽宁省

中图分类号:TV213.4

文献标志码:A

文章编号:1004-6933(2016)03-0024-09

Study of method for evaluation of water resources system based on sustainability and coordinated condition

ZHENG Defeng, ZHANG Yu, WEI Qiurui, SUN Caizhi

(School of Urban and Environmental Sciences, Liaoning Normal University, Dalian 116029, China)

Abstract: Based on the implications of sustainable development and the system coordination theories, and from the perspectives of regional resources, the ecological environment, the level of water resources development and utilization, and economic-social development coupling of joint support for the water resources system, we used the pressure-state-response (PSR) model to establish a comprehensive evaluation index system for regional water resources. With reference to previous studies, we put forward the concepts of the sustainable degree and coordinated degree of regional water resources systems and a method for quantitative characterization. On this basis, we propose a comprehensive evaluation method for water resources systems. We carried out an empirical analysis of the security of water resources in Liaoning Province during the period from 2003 to 2013 according to related data. The results are as follows: (1) During the study period, the sustainable degree of the water resources system in Liaoning Province exhibited a rising trend on the whole. The sustainable degree of the resources sub-system showed an unsteady change due to natural factors, and those of the other three sub-systems showed an increasing trend year by year. (2) The coordinated degree of the water resources system of Liaoning Province fluctuated during the study period. The regional resources, ecological environment, level of water resources development and utilization, and economic-social development coupling led to an unstable coordinated relation between the sub-systems. (3) The

基金项目:辽宁省教育厅人文社会科学研究基地项目(ZJ2014034);辽宁省社科联辽宁经济社会发展立项课题(2016lslktzixxc-11);教育部人文社会科学研究规划基金(14YJAZH112)

作者简介:郑德凤(1970—),女,副教授,博士,主要从事水资源评价与管理、资源与环境经济研究。E-mail: defengzheng@lnnu.edu.cn

security level of the water resources system of Liaoning Province increased gradually during the study period, and the security state improved as well. In the future, relevant departments should strengthen the protection of natural resources and the eco-environment, improve the level of water resources exploitation and utilization, and promote regional economic and social development. Besides, exploring new thoughts and methods for coordinated development and unified management of water resources, and involving water resources in regional sustainable development for comprehensive management and optimizing allocation may help to achieve the goal of coordinated and sustainable development of the regional water resources system.

Key words: water resources system; sustainability; coordinated condition; comprehensive evaluation; system security; Liaoning Province

可持续发展的核心问题是满足人的需求,实现自然资源的可持续利用^[1]。作为自然资源的重要组成部分,水资源的可持续利用问题一直是相关学科领域聚焦的热点^[2]。受水资源禀赋和经济社会发展的阶段性特征影响,中国局部地区面临的水资源问题日益突出,水资源问题与能源问题、环境问题并列成为制约经济社会可持续发展的瓶颈^[3]。为此,国内众多学者围绕水资源的可持续开发和利用开展了大量研究。在理论研究层面,关伟等^[4-5]借鉴系统科学中的耦合概念,将水资源与经济社会的耦合理论应用到区域发展评价体系之中;李翠梅等^[6]提出水资源可持续发展公众化概念,用评价公众化水平来反映水资源可持续发展程度;陈宁等^[7]把水资源开发利用、社会与经济可持续发展和可持续发展能力结合起来,界定了水资源可持续发展概念,并建立评价指标体系。在宏观决策层面,姚荣等^[8]基于区域水资源总量、可供水量、需水量和可利用量的数量关系,应用水资源承载力、供水能力等评价了区域水资源可持续利用水平;刘恒等^[9-13]从区域水资源禀赋、经济社会发展阶段、水资源开发利用水平、科技文化发展水平的非均衡视角,基于水资源可持续管理理念分析了水资源可持续利用概念的内涵及影响因素,提出针对水资源的攻击性、社会需求和环境协调统一性,建立因地制宜的水资源可持续评价指标体系。在研究方法层面,国内学者应用层次分析、集对分析、FAHP-PP、水足迹、模糊物元模型、可变模糊理论、神经网络模型、差值模型和主成分分析^[14-22]等方法开展了广泛研究,丰富了水资源可持续利用的评价方法。

以往研究多侧重于水资源可持续概念内涵与外延的阐述、可持续利用评价方法及评价指标体系的构建等,而从系统论的角度对水资源可持续发展阶段的划分及其演变规律、相关方法论的研究稍显滞后。鉴于此,笔者拟从水资源受区域资源条件、生态环境、开发利用水平及经济社会发展要素构成的复合系统支撑的视角,借鉴压力(pressure)-状态(state)-响应(response)模型(PSR模型),构建区域

水资源系统评价指标体系,在此基础上,应用主成分分析法、加权函数法及离差系数法,将可持续与协调发展内涵纳入系统安全概念,提出水资源系统的综合评价方法,并结合有关数据,以辽宁省水资源系统综合评价为例进行实证分析,以期丰富水资源的可持续评价工作提供参考和借鉴。

1 研究方法

1.1 基于可持续能力和协调状态的水资源系统内涵界定

作为一种宝贵资源,水所具有的自然属性、经济属性和社会属性,使其功能更加多元化。水资源作为一种与人类发展联系紧密的自然资源,其循环、利用与发展,除了受到资源本身和所处生态环境状况的影响外,必然还受到人类活动的影响,人类经济、社会和科技的发展在一定程度上改变了水资源的发展状况。杜朝阳等^[23]提出可持续水资源系统概念,将可持续水资源系统定义为以水资源系统为核心和纽带,把社会系统、经济系统、生态环境系统联成一体,彼此相互依赖、相互作用,并在时间和空间上能够持续演变的复杂系统。借鉴上述定义,笔者从一个地区资源条件、生态环境、开发利用水平及经济社会发展要素相互耦合、共同支撑水资源发展的视角,将水资源系统定义为由若干子系统构成的区域水资源系统。据此定义,水资源系统具有如下特点:系统运转的动力是水资源,核心是人类利用,生态环境和开发利用水平、经济社会要素分别为水资源系统的自然基础和社会基础。水资源系统是一个多目标、多层次的非线性开放系统,内部机制越复杂的系统可持续性(稳定性)和协调性越好,系统的主体是系统自身的可持续能力及子系统之间的协调能力。

1.2 水资源系统可持续能力的评价与表征方法

1.2.1 水资源系统可持续能力的评价指标体系

自然资源的可持续利用实质是谋求资源永续利用、环境保护与经济增长、社会发展的协调一致^[7]。根据对水资源系统内涵的界定,将区域水资源系统可持续能力评价分为自然资源条件(资源子系统)、

生态环境状况(生态环境子系统)、水资源开发利用水平(开发利用子系统)和经济社会发展(经济社会子系统)4个方面。参考和借鉴有关领域的研究成果^[9,23-28],基于PSR模型,考虑数据可得性,筛选出25项评价指标构建区域水资源系统可持续能力的

评价指标体系(表1)。表1中,正向、负向指标分别指对于水资源可持续利用来说越大越优和越小越优的指标,适中型指标则是数值需控制在一定范围内的指标。

表1 水资源系统可持续能力评价指标体系

目标层	准则层	指标层	指标内涵解释	
水资源系统综合评价	资源子系统	人均水资源占有量(m ³)	人均水资源占有量越高,系统可持续能力越高	正向
		单位面积土地资源占有量(m ³ /hm ²)	单位面积土地资源占有量越高,系统可持续能力越高	正向
		地表水资源量(亿m ³)	地表水资源量越高,水资源的供给能力越高	正向
		地下水水资源量(亿m ³)	地下水水资源量越高,水资源的供给能力越高	正向
		年均降水量(mm)	年降水量越高,水资源丰裕程度越高,系统可持续能力越高	正向
		水网密度(m ³ /m ²)	单位国土面积内的水资源总量越高,水资源系统越可持续	正向
	生态环境子系统	森林覆盖率(%)	植被覆盖率越高,越有利于水土保持及水源涵养,系统越可持续	正向
		耕地指数(%)	耕地指数越小,农业灌溉用水比重越低,系统可持续能力越高	负向
		水体COD质量浓度(mg/L)	水体中COD质量浓度越高,水环境质量越差,系统可持续能力越低	负向
		污水处理率(%)	污水处理率越高,水环境质量越好,系统可持续能力越高	正向
		万元GDP污水排放量(t)	污水排放强度越高,水环境质量越差,系统可持续能力越低	负向
		生态环境用水总量(亿m ³)	生态环境用水量越高,水资源循环条件越好,系统可持续能力越高	正向
	开发利用子系统	水利科研经费投资(万元)	经费投资越高,节水能力和用水效率越高,系统可持续能力越高	正向
		吨粮需水量(m ³)	吨粮需水量越少,农业用水越节约,系统可持续能力越高	负向
		生产用水综合定额(m ³ /万元)	单位产值生产用水标准越低,越有利于系统可持续能力提高	负向
		城镇居民生活日用水定额(L/人)	城镇居民生活日用水标准越低,越有利于系统可持续能力提高	负向
		地表水开发利用程度(%)	适度的地表水开发有利于平衡自然环境需水与人类需水	适中
		地下水开发利用程度(%)	适度的地下水开发有利于平衡自然环境需水与人类需水	适中
	经济社会子系统	人均GDP(元)	地区富裕程度越高,水利工程及设施越完善,系统越可持续	正向
		地区生产总值增长率(%)	地区经济增长速度越高,水利工程投资保证率越高,越可持续	正向
		第二产业比重(%)	产业结构越合理,越有利于水资源供需平衡,系统越可持续	适中
		第三产业增加值(亿元)	第三产业增加值越高,水资源效率越高,越有利于系统可持续	正向
		城乡居民恩格尔系数	居民生活越富裕,越利于系统可持续能力的提高	正向
		人口受教育程度	人口受教育程度越高,节水意识越强,系统可持续能力越高	正向
		城镇化率(%)	适度的城乡人口比例有利于水资源供需平衡	适中

注:人口受教育程度=受小学教育人数×3+受中等教育人数×6+受普通高等教育人数×10。

1.2.2 水资源系统可持续能力的表征方法

如表1所示,区域水资源系统的可持续能力受到自然资源条件、生态环境状况、开发利用水平和经济社会发展的支撑与制约。为此,借鉴度量可持续发展的相关指标,引入可持续度作为表征区域水资源系统及其子系统可持续能力的指标,模型如下:

$$D = \sum_{i=1}^n R_i W_i \quad (1)$$

式中: R_i 为支撑区域水资源系统的第*i*个子系统的可持续度($i=1, 2, 3, 4$),分别对应资源、生态环境、开发利用、经济社会4个子系统,即第*i*个子系统下各项指标支撑该子系统可持续发展的能力; W_i 为第*i*个子系统的权重; D 为区域水资源系统可持续度,表征由各个子系统支撑的水资源系统整体可持续能力,其值越大,表示水资源可持续能力越强,反之越小。

鉴于有关水资源和经济状况各项数据之间不可避免地存在一定相关性,为减少指标相关性的影响,引入主成分分析法,通过降维技术把多个变量化成

少数几个不相关的主成分,同时保留原始变量的绝大部分信息,因此子系统的可持续度数值用主成分分析分别在4个子系统的评价指标中(表1)提取主成分,计算主成分得分获取子系统的可持续度,其值越大,表明该子系统可持续能力越强,该子系统支撑系统整体可持续的贡献越大,反之,则贡献越小。

为使评价结果更直观且便于比较,参考相关研究成果^[29-30],基于水资源可持续度概念,提出水资源系统或子系统的可持续能力等级划分标准(表2)。表2中,从上向下依次表示水资源系统(子系统的)可持续能力越来越高,对应水资源系统的可持续状态越来越好(从I~V级依次记得分 $Z_d=1, 2, \dots, 5$,用于进行水资源系统综合评价)。

表2 区域水资源系统可持续能力等级划分标准

可持续度 D	可持续等级	可持续能力	Z_d
(0, 0.2]	I级	强不可持续	1
(0.2, 0.4]	II级	弱不可持续	2
(0.4, 0.6]	III级	临界状态	3
(0.6, 0.8]	IV级	弱可持续	4
(0.8, 1]	V级	强可持续	5

1.3 水资源系统的协调能力评价与表征方法

水资源系统由自然资源条件、生态环境状况、开发利用水平和经济社会要素等4方面构成,只有4个子系统协调发展、齐头并进,才能使得水资源系统稳健、可持续地发展,从而实现区域水资源的永续利用。参考文献[31],笔者用水资源系统协调度来评价各子系统之间的协调关系,评价模型如下:

$$C = 1 - S/M \quad (2)$$

式中: S 为4个子系统可持续度的标准差; M 为4个子系统可持续度的平均值; C 为水资源系统协调度。

C 值越大,表明各子系统之间越均衡、系统整体发展越协调;反之,表明各子系统间发展越不均衡,水资源系统整体发展趋于不协调状态。同样,基于评价结果的可视性和便于比较,将水资源系统协调度进行等级划分,分为5个等级(表3),分别记得分 $Z_c = 1, 2, \dots, 5$ 。

表3 区域水资源系统协调状态的等级划分标准

协调度 C	协调等级	协调状态	Z_c
(0, 0.2]	I级	不协调	1
(0.2, 0.4]	II级	较不协调	2
(0.4, 0.6]	III级	临界状态	3
(0.6, 0.8]	IV级	比较协调	4
(0.8, 1]	V级	协调	5

1.4 区域水资源系统的综合评价方法

当前人类发展面临的重大需求之一,是实现区域水资源的安全、高效和持续利用,而进行水资源综合管理的基础,是通过水资源系统综合评价了解区域水资源的现状。为此,从区域水资源系统安全的高度,将水资源系统的可持续度及协调度整合为水资源系统安全指标,据此进行综合评价;水资源系统的可持续能力是实现区域水资源永续利用的前提和基础,足够的资源量、良好的生态环境状况、较高的科技与经济社会发展水平才能支撑起整个水资源系统的可持续发展,缺少任何因素或因素条件不够,水资源系统的可持续发展都无从谈起;而系统的协调能力是区域水资源永续利用的根本保障,水资源供需平衡、经济社会发展与自然条件相匹配才能保证水资源系统发展是长远的、可持续的。只有同时具有良好的可持续能力和协调状况,区域水资源系统才可能处于安全状态。水资源系统的综合评价流程见图1。

若水资源系统的可持续度低于临界可持续度,即可持续等级处于I级和II级(得分 $Z_d < 3$),则表明水资源系统可持续能力不足,区域的资源条件、生态环境状况、水资源开发利用水平和经济社会发展水平不足以支撑水资源系统发展需要,将之界定为系统不安全状态。只有水资源系统的可持续能力达

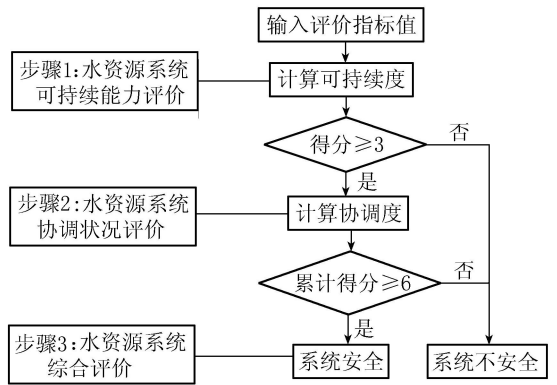


图1 水资源系统综合评价流程图

到中等及以上水平才具备安全基础,进而需要对系统的协调状况进行判断;若系统协调度在临界状态之下(即协调度与可持续度的累积得分低于6),同样将系统界定为不安全状态;只有综合得分及格(累积得分 ≥ 6)才能将系统评价为安全状态。为增强综合评价结果的可操作性,将评价结果进一步细化:将水资源系统安全等级划分为5级,设定综合得分 Z 的范围在1~10之间($Z = Z_d + Z_c$)。划分标准见表4。

表4 水资源系统综合评价等级划分标准

综合得分 Z	综合评价等级	综合评价状态
[1, 6)	I级	不安全
[6, 7)	II级	临界安全
[7, 8)	III级	比较安全
[8, 9)	IV级	安全
[9, 10]	V级	极安全

2 实证分析

2.1 研究区概况和数据来源

辽宁省土地面积14.8万 km^2 ,辽西、辽东两侧为山地丘陵,中部为辽河平原。辽宁地处欧亚大陆东岸中纬度地区,属于温带大陆性季风气候,多年平均降水量为600~1000mm,雨量时空分布不均,年均水资源总量约为286.7亿 m^3 。辽宁水系(主要由辽河、浑河、太子河、大小凌河、绕阳河及鸭绿江组成)流量年际年内分配不均,水资源安全形势不容乐观。辽宁省是我国发展潜力较大的商品粮基地,是农业大省,对水资源需求较大。同时作为中国重要的老工业基地,辽宁省工业门类较为齐全,但水资源供需矛盾十分突出。辽宁也是我国较早实行对外开放的沿海省份之一,第二产业和第三产业比较发达,对水资源需求较高。有鉴于此,笔者基于前述水资源系统综合评价方法对2003—2013年辽宁省水资源系统的演进态势进行综合评价。

有关数据来源说明如下:原始数据主要取自相关年份中国统计出版社的辽宁省统计年鉴、辽宁省

环境状况公报^[32]、辽宁省水资源公报^[33]和辽宁省国民经济与社会发展统计公报^[34]等,缺失数据应用线性插值法计算得出。

2.2 辽宁省水资源系统可持续能力评价与分析

2.2.1 子系统可持续能力计算结果分析

依据主成分分析法及有关数据,计算 2003—2013 年辽宁省水资源系统 4 个子系统的可持续度(图 2),结果表明在整个研究时段内,资源子系统的可持续度波动变化较大,生态环境、开发利用和经济社会 3 个子系统的可持续度变化波动不大。

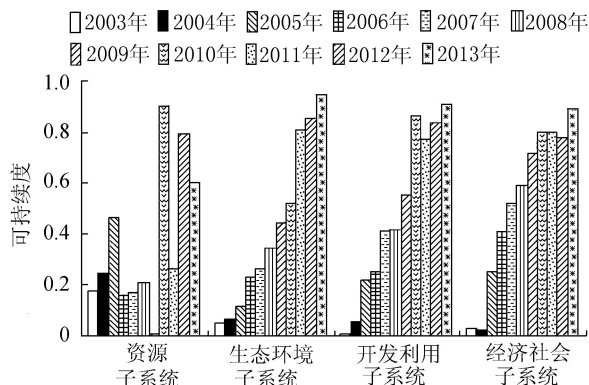


图 2 2003—2013 年辽宁省水资源系统各子系统可持续度对比

资源子系统可持续度主要受区域气候条件的随机变化影响,在 2005、2009、2010、2012 和 2013 年都呈现明显波动;2009 年自然资源条件可持续度明显低于其他时段,主要受该年降水量较少的影响,2009 年辽宁省经历了干旱少雨的天气,降水量也比其他年份少,因而对地表水和地下水水量等造成严重影响,导致 2009 年自然资源条件可持续度偏低;而 2005、2010、2012 和 2013 年自然资源条件可持续度偏高,是因为该时段内降水量明显多于其他年份,尤其是在 2010 年和 2012 年降水量分别达到 966 mm 和 866 mm,水资源总量较大;2003—2004 年、2006—2008 年和 2011 年属于辽宁省年均降水量正常年份,资源子系统可持续度较为一致。为体现年均降水量对资源子系统可持续性的影响,制作辽宁省年均降水量与资源子系统可持续度的关系图,见图 3。图 3 显示辽宁省 2003—2013 年资源子系统可持续度与年均降水量有较大关系,呈现相似波动趋势,说明年均降水量对区域资源条件有较大影响。兼顾其他指标的影响,资源子系统可持续度的波动较年均降水量的波动有所加重。由此可见,资源子系统可持续度受区域自然条件影响较大,辽宁省水资源条件先天并无优势,因此,相关部门在水资源规划管理上的努力尤其重要。

生态环境子系统、开发利用子系统和经济社会子

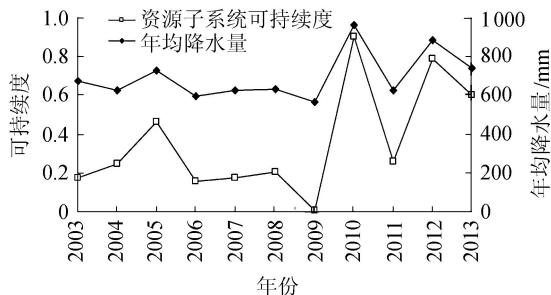


图 3 2003—2013 年辽宁省资源子系统可持续度与年均降水量对比

系统的可持续度总体上呈现随时间而增加的趋势,体现了随着科技水平和经济社会的进步,人们对生态环境保护的意识越来越好,生态环境保护能力和力度都有所提高,对水资源的开发利用水平也起到促进作用,如污水处理率逐年提高,居民生活用水综合定额和生产用水综合定额随人们节水意识的增强和节水设施的完善而逐渐减少,水资源利用效率提高,相应的子系统可持续度基本呈现随时间而增加的态势。

2.2.2 水资源系统可持续能力结果分析

依据式(1)及有关数据计算 4 个子系统的权重,分别计算其主观权重和客观权重,然后再加权平均。主观权重由层次分析法得出,向量为 $w_1 = [0.195, 0.138, 0.391, 0.276]^T$,客观权重由主成分分析方法提取的成分得分系数得出,向量为 $w_2 = [0.206, 0.215, 0.292, 0.287]^T$,据此得出综合权重向量为 $W = [0.201, 0.177, 0.341, 0.282]^T$ 。利用表 2 的标准进行等级划分和阶段评价,得出 2003—2013 年辽宁省水资源系统可持续能力的评价结果,见图 4。

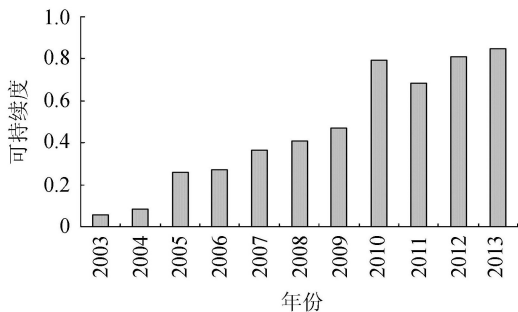


图 4 2003—2013 年辽宁省水资源系统可持续度变化趋势

图 4 显示,2003—2013 年辽宁省水资源系统可持续能力整体呈增强趋势,除 2010 年为突出点外,2003—2010 年和 2011—2013 年可持续度都持续上升。对比各子系统可持续度的变化趋势(图 2),可知研究时段内辽宁省水资源系统可持续能力整体增强,短期波动的主要贡献因素来自生态环境子系统、开发利用子系统、经济社会子系统,负面因素主要来自资源子系统可持续度的波动变化;2010 年研究区

降水量陡增至 966 mm,达到 11 年来的最大值,使资源子系统的贡献超过研究时段内其他子系统的正面贡献。结合数据资料发现,2012 年辽宁省降水量也处于较高水平,因此资源子系统的可持续度也比较高,但同时也受到开发利用子系统中水利科研经费减少的影响。

2003—2013 年辽宁省水资源系统可持续能力的级别及其状态表现为:2003—2004 处于 I 级、强不可持续状态;2005—2007 年处于 II 级、弱不可持续状态;2008—2009 年处于 III 级、临界可持续状态;2010—2011 年处于 IV 级、弱可持续状态;2012—2013 年处于 V 级、强可持续状态。

2.3 辽宁省水资源系统协调状态分析

2003—2013 年辽宁省水资源系统各个子系统可持续度见图 5。从图 5 可以看出:同一年内各个子系统状态参差不齐、差别较大,并未呈现共同发展、齐头并进的态势,因此有必要对各个子系统的协调状况进行评价。利用式(2)及有关数据计算 2003—2013 年辽宁省水资源系统各子系统的协调度,结合表 3 对 2003—2013 年辽宁省水资源系统协调度进行对比,结果见图 6。

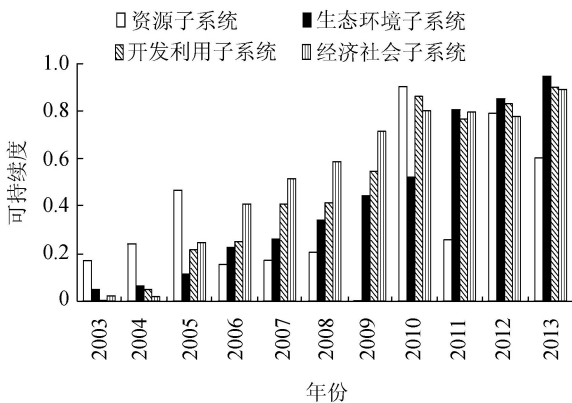


图 5 2003—2013 年辽宁省水资源系统各子系统可持续度对比

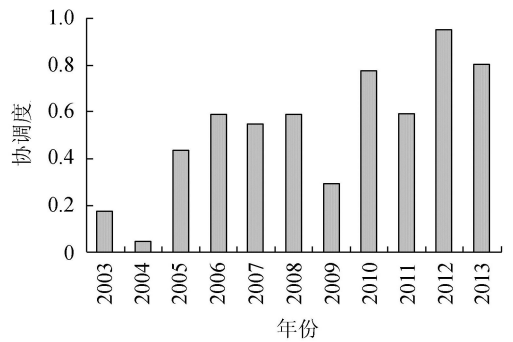


图 6 2003—2013 年辽宁省水资源系统协调度对比

与水资源可持续能力级别及可持续状态的“短期波动、长期增强”态势不同,辽宁省水资源系统协调状态与级别整体呈无序状态,具体可划分为 4 种情况:2003—2004 年各子系统可持续度较低,并且差别较大,整体处于 I 级、不协调状态;2009 年各子系统可持续度有所提高,但资源子系统与其他 3 个子系统相比,差距较大,处于 II 级、较不协调状态;而 2005—2008 年各子系统的可持续度均在 0.2 之上,并且 4 个子系统之间的差距较小,系统处于 III 级、临界协调状态,2011 年资源子系统可持续度落后于其他 3 个子系统可持续度较多,因此系统也处于 III 级、临界协调状态;2010 年各子系统差距较小,系统处于 IV 级、比较协调状态;2012—2013 年各子系统可持续度高,子系统之间协调度的差距也小,相互契合、协调有度,系统处于 V 级、协调状态。

2.4 辽宁省水资源系统综合评价结果分析

按照辽宁省各年份水资源系统可持续能力得分 Z_d 与协调能力得分 Z_c ,计算水资源系统综合得分 Z ,应用图 1 所示流程计算辽宁省水资源系统的综合评分,再依据表 4 所示的综合评价等级和状态划分标准,得到 2003—2013 年辽宁省水资源系统的综合评价结果(表 5)。

表 5 2003—2013 年辽宁省水资源系统综合评价结果

年份	可持续能力评价			协调能力评价			综合评价结果		
	等级	状态	得分 Z_d	等级	状态	得分 Z_c	得分 Z	等级	状态
2003	I 级	强不可持续	1	—	—	—	1	I 级	不安全
2004	I 级	强不可持续	1	—	—	—	1	I 级	不安全
2005	II 级	弱不可持续	2	—	—	—	2	I 级	不安全
2006	II 级	弱不可持续	2	—	—	—	2	I 级	不安全
2007	II 级	弱不可持续	2	—	—	—	2	I 级	不安全
2008	III 级	临界状态	3	III 级	临界协调	3	6	II 级	临界安全
2009	III 级	临界状态	3	II 级	比较不协调	2	5	I 级	不安全
2010	IV 级	弱可持续	4	IV 级	比较协调	4	8	IV 级	安全
2011	IV 级	弱可持续	4	III 级	临界协调	3	7	III 级	较安全
2012	V 级	强可持续	5	V 级	协调	5	10	V 级	极安全
2013	V 级	强可持续	5	V 级	协调	5	10	V 级	极安全

注:表中“—”表示水资源系统可持续度过低,无需计算其协调能力。

表5显示:由于2003—2007年辽宁省水资源系统可持续度均低于中等水平,在一定程度上约束了经济社会发展,因此处于I级,不安全状态;2009年辽宁省水资源系统可持续度达到临界状态,但是协调状态处于比较不协调,综合评价得分低于6分,同样处于I级,不安全状态。2008—2013年辽宁省水资源系统可持续度处于或高于中等水平,系统可持续能力提高,结合系统协调度的评价得分,综合评价结果为:2008年辽宁省水资源系统综合评价等级为II级,处于临界安全状态;2011年为III级、比较安全状态;2010年为IV级、安全状态;2012—2013年为V级,极安全状态。整体来看,辽宁省水资源系统安全级别逐渐提高,2009年出现波动,主要是协调度低于相邻年份。由此可见,子系统之间的相互协调对整个水资源系统状态亦有重要影响。

3 结论与讨论

水资源系统由区域自然资源、生态环境、经济社会发展等诸多要素相互耦合构成,同时受到人类开发利用水平的综合影响,其内部机制越复杂、系统越稳定。水资源系统综合状态受系统可持续能力和系统协调能力的共同影响。本文从区域资源条件、生态环境状况、水资源开发利用水平和经济社会发展与水资源相辅相成的角度,界定了水资源系统概念,并基于可持续理论及系统协调理论,提出了区域水资源系统综合评价方法,通过对2003—2013年辽宁省水资源系统综合评价进行实证分析,得到以下几点结论:

a. 研究时段内辽宁省水资源系统可持续度总体呈增强趋势,2010年受年内降水因素影响,系统可持续能力突出增高;其他时段水资源系统协调度呈无序状态,2005—2008年及2010—2013年两个时段的系统协调状态较好,其余年份系统整体不协调;研究时段内辽宁省水资源系统安全态势趋于好转,近年来综合评价等级提高。

b. 近年来辽宁省水资源开发、利用与用水保障工作绩效明显,但有关部门应更加注重水资源系统的协调状态,以水资源的永续利用为目标,结合本地区的实际情况,因地制宜地确定水资源综合管理方案,逐步增强水资源系统的可持续能力及协调能力,因为只有各子系统良性互动,才能促使水资源系统稳定。

水资源系统是一个开放的复杂系统,系统状态受人类活动与自然状况的双重影响。加强流域生态环境的保护力度、提高水资源开发利用水平、促进经济社会健康稳定发展,能够在一定程度上弥补区域

水资源禀赋的先天不足。通过人为手段改善区域水资源系统的可持续能力及系统协调能力,可满足人类生存和发展的需求。笔者借鉴前人研究成果,从系统协调理论与可持续理论相结合的视角确定水资源综合评价方案,评价结果在某种程度上具有可视性、可操作性,便于在不同时空尺度推广应用。需要指出的是,限于原始数据的可得性,并基于评价结果的可靠性,笔者仅从4个方面、25个指标探讨11年内的辽宁省水资源系统演进态势。今后有必要延长时间序列,并从空间角度对综合评价方案进行实证分析和改进,以期进一步提高评价过程的科学性,增强评价结果的可靠性。

参考文献:

- [1] 谢高地,甄霖,鲁春霞,等. 中国发展的可持续性状态与趋势:一个基于自然资源基础的评价[J]. 资源科学, 2008, 30(9): 1349-1355. (XIE Gaodi, ZHEN Lin, LU Chunxia, et al. Sustainability status and trends of China's development: an assessment based on the natural resources base[J]. Resources Science, 2008, 30(9): 1349-1355. (in Chinese))
- [2] 程乖梅,何士华. 水资源可持续利用评价方法研究进展[J]. 水资源与水工程学报, 2006, 17(1): 52-56. (CHENG Guaimei, HE Shihua. Progress on evaluating methods for sustainable utilization of water resources[J]. Journal of Water Resources & Water Engineering, 2006, 17(1): 52-56. (in Chinese))
- [3] 王浩. 中国水资源与可持续发展[J]. 中国科学院院刊, 2012, 27(3): 352-358. (WANG Hao. Sustainable utilization of China's water resources[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2012, 27(3): 352-358. (in Chinese))
- [4] 关伟. 区域水资源与经济社会耦合系统可持续发展的量化分析[J]. 地理研究, 2007, 16(4): 685-692. (GUAN Wei. The data analysis of regional water resources and economic society coupling system sustainable development[J]. Geographical Research, 2007, 16(4): 685-692. (in Chinese))
- [5] 盖美,赵晓梅,田成诗. 辽宁沿海经济带水资源-社会经济可持续发展研究[J]. 资源科学, 2011, 33(7): 1225-1235. (GAI Mei, ZHAO Xiaomei, TIAN Chengshi. A study on sustainable development of water resources and social economy in Liaoning Coastal Economic Belt[J]. Resources Science, 2011, 33(7): 1225-1235. (in Chinese))
- [6] 李翠梅,王建华,王浩,等. 城市水资源可持续发展公众化评价研究[J]. 水资源与水工程学报, 2011, 22(4): 1-6. (LI Cuimei, WANG Jianhua, WANG Hao, et al. Study on public evaluation of urban water resources sustainable development[J]. Journal of Water Resources & Water

- Engineering,2011,22(4):1-6. (in Chinese))
- [7] 陈宁,张彦军. 水资源可持续发展的概念、内涵及指标体系[J]. 地域研究与开发,1998,17(4):37-39. (CHEN Ning, ZHANG Yanjun. Concept, connotations and index system of water resources sustainable development [J]. Areal Research and Development, 1998, 17(4):37-39. (in Chinese))
- [8] 姚荣,唐德善,张娜. 区域水资源可持续发展评价模型的建立与应用[J]. 水电能源科学,2004,22(1):16-19. (YAO Rong, TANG Deshan ZHANG Na. Establishment and application of sustainable development evaluation model for regional water resources [J]. Water Resources and Power,2004,22(1):16-19. (in Chinese))
- [9] 刘恒,耿雷华,陈晓燕. 区域水资源可持续利用评价指标体系的建立[J]. 水科学进展,2003,14(3):265-270. (LIU Heng, GENG Leihua, CHEN Xiaoyan. Indicators for evaluating sustainable utilization of regional water resources [J]. Advances in Water Science, 2003, 14(3):265-270. (in Chinese))
- [10] 夏军,王中根,穆宏强. 可持续水资源管理评价指标体系研究[J]. 长江职工大学学报,2000,17(2):1-6. (XIA Jun, WANG Zhonggen, MU Hongqiang. Study on evaluation index system of sustainable water resources management [J]. Journal of Changjiang Vocational University,2000,17(2):1-6. (in Chinese))
- [11] 卞建民,杨建强. 水资源可持续利用评价的指标体系研究[J]. 水土保持通报,2000,20(4):43-45. (BIAN Jianmin, YANG Jianqiang. Comprehensive evaluation index system and application of sustainable utilization of water resources [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation,2000,20(4):43-45. (in Chinese))
- [12] 孙才志,孙炳双,林旭,等. 区域水资源开发模式评价指标体系研究:以松嫩盆地为例[J]. 长春科技大学学报,2001,31(1):46-49. (SUN Caizhi, SUN Bingshuang, LIN Xu, et al. Research on the evaluation index system for determining regional water resources' s development pattern; take Songnen Basin as an example [J]. Journal of Changchun University of Science and Technology, 2001, 31(1):46-49. (in Chinese))
- [13] 周丰,郭怀成,刘永,等. 湿润区湖泊流域水资源可持续发展评价方法[J]. 自然资源科学报,2007,22(2):290-301. (ZHOU Feng, GUO Huaicheng, LIU Yong, et al. Assessment method of sustainable water resources development of wet lake basin [J]. Journal of Natural Resources, 2007, 22(2):290-301. (in Chinese))
- [14] 金菊良,洪天求,王文圣. 基于熵和 FAHP 的水资源可持续利用模糊综合评价模型[J]. 水力发电学报,2007,26(4):22-28. (JIN Juliang, HONG Tianqiu, WANG Wensheng. Entropy and FAHP based fuzzy comprehensive evaluation model of water resources sustaining utilization [J]. Journal of Hydroelectric Engineering, 2007, 26(4):22-28. (in Chinese))
- [15] 黎枫,陈亚宁,李卫红,等. 基于熵权的集对分析法在水资源可持续利用评价中的应用:以塔里木河三源流地区为例[J]. 冰川冻土,2010,32(4):723-730. (LI Feng, CHEN Yaning, LI Weihong, et al. The application of set pair analysis based on entropy weight o evaluation of sustainable water resources utilization; a case study in the Three Sources of Tarim River [J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2010, 32(4):723-730. (in Chinese))
- [16] 戴天晟,孙绍荣,赵文会,等. 区域水资源可持续利用评价的 FAHP-PP 模型[J]. 长江流域资源与环境,2009,18(5):421-426. (DAI Tiansheng, SUN Shaorong, ZHAO Wenhui, et al. Evaluation of the sustainability of water resources system based on FAHP-PP model [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2009, 18(5):421-426. (in Chinese))
- [17] 周玲玲,王琳,余静. 基于水足迹理论的水资源可持续利用评价体系:以即墨市为例[J]. 资源科学,2014,36(5):913-921. (ZHOU Lingling, WANG Lin, YU Jing. Assessment system of water resources sustainable utilization based on water footprint theory; a case study of Jimo [J]. Resources Science, 2014, 36(5):913-921. (in Chinese))
- [18] 潘峰,梁川,王志良,等. 模糊物元模型在区域水资源可持续利用综合评价中的应用[J]. 水科学进展,2003,14(3):271-275. (PAN Feng, LIANG Chuan, WANG Zhiliang, et al. Fuzzy matter-element model for evaluating sustainable utilization of regional water resources [J]. Advances in Water Science, 2003, 14(3):271-275. (in Chinese))
- [19] 陈守煜,柴春岭. 区域水资源可持续利用评价的模糊可变评价方法[J]. 水利水电科技进展,2007,27(5):1-5. (CHEN Shouyu, CHAI Chunling. Fuzzy variable assessment method for sustainable utilization of regional water resources [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2007, 27(5):1-5. (in Chinese))
- [20] 楼文高,刘遂庆. 区域水资源可持续利用评价的神经网络方法[J]. 农业系统科学与综合研究,2004,20(20):113-119. (LOU Wengao, LIU Suiqing. On assessment of sustainable development level of regional water resource using artificial neural networks. [J] System Sciences and Comprehensive Studies in Agriculture, 2004, 20(20):113-119. (in Chinese))
- [21] 金菊良,丁晶,魏一鸣,等. 区域水资源可持续利用系统评价的差值模型[J]. 自然资源学报,2002,17(5):610-615. (JIN Juliang, DING Jing, WEI Yiming, et al. An interpolation evaluation model for regional water resources sustainable utilization system [J]. Journal of Natural Resources, 2002, 17(5):610-615. (in Chinese))
- [22] 麻荣永,郑二伟,王魁,等. 基于主成分分析法的广西水资源可持续利用综合评价[J]. 广西大学学报(自然科学

- 学版), 2008, 33(1): 16-19. (MA Rongyong, ZHENG Erwei, WANG Kui, et al. Application of the main component analysis method in comprehensive evaluation of the water resources sustainable utilization in Guangxi Province [J]. Journal of Guangxi University (Natural Sciences), 2008, 33(1): 16-19. (in Chinese))
- [23] 杜朝阳, 钟华平, 于静洁. 可持续水资源系统机制研究 [J]. 水科学进展, 2013, 24(4): 581-588. (DU Chaoyang, ZHONG Huaping, YU Jingjie. Mechanism of sustainable water resources system [J]. Advances in Water Science, 2013, 24(4): 581-588. (in Chinese))
- [24] 邓楚雄, 谢炳庚, 吴永兴, 等. 上海都市农业可持续发展的定量综合评价 [J]. 自然资源学报, 2010, 25(9): 1577-1586. (DENG Chuxiong, XIE Binggeng, WU Yongxing, et al. The quantitative & comprehensive appraisal of urban agricultural sustainable development in Shanghai [J]. Journal of Natural Resources, 2010, 25(9): 1577-1586. (in Chinese))
- [25] NUCSD. Indicators of sustainable development: guidelines and methodologies [R]. New York: NUCSD Publication, 1995.
- [26] 刘兴元, 王玮. 藏北草地生态系统可持续发展能力评价 [J]. 自然资源学报, 2013, 28(7): 1209-1220. (LIU Xingyuan, WANG Wei. Evaluation of rangeland ecosystem sustainability of the northern Tibetan region, China [J]. Journal of Natural Resources, 2013, 28(7): 1209-1220. (in Chinese))
- [27] 余丹林. 区域可持续发展评价指标体系的构建思路 [J]. 地理科学进展, 1998, 17(2): 84-89. (YU Danlin. Recognition and thoughts on constructing the index system of regional sustainable development [J]. Progress in Geography, 1998, 17(2): 84-89. (in Chinese))
- [28] 黄初龙, 章光新, 杨建峰. 中国水资源可持续利用评价指标体系研究 [J]. 资源科学, 2006, 28(2): 34-40. (HUANG Chulong, ZHANG Guangxin, YANG Jianfeng. Indicators system for sustainability assessment of water resources use in China [J]. Resources Science, 2006, 28(2): 34-40. (in Chinese))
- [29] SAATY T L. The analytic hierarchy process, planning, priority setting, resource allocation [M]. New York: McGraw-Hill, 1980.
- [30] SHANNON C E. A mathematical theory of communication [J]. Mobile Computing and Communications Review, 1948, 5(1): 3-55.
- [31] 刘晓洁, 沈镭. 资源节约型社会综合评价指标体系研究 [J]. 自然资源学报, 2006, 21(3): 382-391. (LIU Xiaojie, SHEN Lei. Indicators and comprehensive appraisal system for saving society [J]. Journal of Natural Resources, 2006, 21(3): 382-391. (in Chinese))
- [32] 辽宁省环境保护厅. 2003—2013 年辽宁省环境状况公报 [EB/OL]. [2014-05-26]. <http://www.lnepb.gov.cn/zfxxgk/hjzl/hjzlkqb/>.
- [33] 辽宁省水利厅. 2011-2013 年辽宁省水资源公报 [EB/OL]. [2014-05-26]. http://www.dwr.ln.gov.cn/inverse01_121_1.htm.
- [34] 辽宁省统计局. 2003-2013 年辽宁省国民经济与社会发展统计公报 [EB/OL]. [2014-05-26]. <http://www.ln.stats.gov.cn/tjsj/tjgb/>.

(收稿日期: 2015-05-27 编辑: 彭桃英)

(上接第 23 页)

- [7] 刘淑芬, 郭永海. 区域地下水防污性能评价方法及其在河北平原的应用 [J]. 河北地质学院学报, 1996, 19(1): 41-45. (LIU Shufen, GUO Yonghai. Evaluation method of groundwater vulnerability and its application in Hebei plain [J]. Journal of Hebei College of Geology, 1996, 19(1): 41-45. (in Chinese))
- [8] 杨庆, 栾茂田. 地下水易污性评价方法: DRASTIC 指标体系 [J]. 水文地质工程地质, 1999, 26(2): 4-9. (YANG Qing, LUAN Maotian. Evaluation method of groundwater vulnerability to pollution: DRASTIC index system [J]. Hydrogeology and Engineering Geology, 1999, 26(2): 4-9. (in Chinese))
- [9] 杨庆, 栾茂田, 周集体, 等. DRASTIC 指标体系法在大连市地下水易污性评价中的应用 [J]. 大连理工大学学报, 1999, 39(5): 684-688. (YANG Qing, LUAN Maotian, ZHOU Jiti, et al. Study of application of DRASTIC index to assessment of groundwater vulnerability to pollution of Dalian City [J]. Journal of Dalian University of Technology, 1999, 39(5): 684-688. (in Chinese))
- [10] 鄂建, 孙爱荣, 钟新永. DRASTIC 模型的缺陷与改进方法探讨 [J]. 水文地质工程地质, 2010, 37(1): 103-106. (E Jian, SUN Airong, ZHONG Xinyong. Inadequacies of DRASTIC model and discussion of improvement [J]. Hydrogeology and Engineering Geology, 2010, 37(1): 103-106. (in Chinese))
- [11] SAATY T L, BENNETT J P. A theory of analytical hierarchies applied to political candidacy [J]. Behavioral Science, 1977, 22: 237-245.
- [12] NAPOLITANO P, FABBRI A G. Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS [M]. [S. l.]: Lahs Publications, 1996: 559-566.
- [13] LODWICK W A, MONSON W, SVOBODA L. Attribute error and sensitivity analysis of map operations in geographical information systems: suitability analysis [J]. International Journal of Geographical Information Science, 1990, 4(4): 413-428.

(收稿日期: 2015-04-01 编辑: 熊水斌)

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.006

国外典型流域水资源综合管理的经验与启示

杨朝晖¹, 褚俊英¹, 陈 宁², 贺华翔¹

(1. 中国水利水电科学研究院水资源研究所, 北京 100038; 2. 南水北调中线干线工程建设管理局, 北京 100038)

摘要: 对国外流域水资源综合管理的先进经验进行总结、提炼和分析, 认为各国先进的流域水资源综合管理经验虽不尽相同, 但具有一些共性: ①普遍注重立法革新, 使得流域管理机构行使水管理权有法可依; ②都建立了有效的流域管理机构, 探求权利与民主的适宜均衡; ③都注重公众参与, 明确监督机构的责权。

关键词: 水资源管理; 流域管理; 管理机构; 管理体制; 管理经验

中图分类号: TV213.4 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0033-05

Experiences and lessons of integrated water resources management in typical watersheds abroad

YANG Zhaohui¹, CHU Junying¹, CHEN Ning², HE Huaxiang¹

(1. China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China;

2. Construction and Administration Bureau of South-to-North Water Diversion Middle Route Project, Beijing 100038, China)

Abstract: Through summarization and analysis of advanced experiences in integrated water resources management in watersheds outside China, we find that, although the experiences vary across different countries, they have some things in common. First, these countries pay close attention to legislation and innovation, which enables the watershed management agencies to exercise their rights over water resources management. Second, efficient watershed management agencies have been established in these countries to pursue a suitable balance between rights and democracy. Third, they attach considerable importance to public participation, thus to clear rights and obligations of supervisory agencies.

Key words: water resources management; watershed management; management agency; management system; management experience

1 研究背景

流域是一个完整的“资源-环境-社会-经济”复合生态系统, 流域管理合理与否直接关系到流域的可持续发展。早在 1899 年, 德国就设立了鲁尔河协会, 鲁尔河协会是水利工作者和电力生产商之间的自愿联盟, 是北莱茵-威斯特法伦州 11 个河流流域管理机构之一。1926 年, 西班牙成立第一个流域管理机构, 最初的职责是建设水利基础设施。目前西

班牙的 9 大河流域均成立了相应的流域管理机构。1933 年, 美国设立了田纳西流域管理局。1964 年, 法国成立了 6 个流域委员会和水利局。20 世纪 60 年代早期, 贝宁、布基纳法索、喀麦隆、乍得、科特迪瓦、几内亚、马里、尼日尔及尼日利亚 9 国建立了尼日尔河流域管理局。1964 年, 尼日利亚、尼日尔、喀麦隆和乍得成立了乍得湖流域委员。20 世纪 60 年代, 塞内加尔同马里、毛里塔尼亚成立了“塞内加尔河开发组织”, 规划和制订治理塞内加尔河的远

基金项目: 广西水利科技项目(201313, 201403); 中国工程院咨询项目(2012-ZD-13-2, 2013-X2-18); 中国水科院科研专项(ZJ1224)

作者简介: 杨朝晖(1982—), 女, 高级工程师, 博士, 主要从事水文水资源工作。E-mail: yzh2010@iwahr.com

景和目标,为发展工农业生产、水力发电、航运做出了规划。1995年,湄公河下游泰国、老挝、柬埔寨和越南4国共同签订了《湄公河流域可持续发展合作协议》,随后据此建立了湄公河委员会。2000年,欧盟颁布《水资源管理框架指导方针》,要求27个成员国都要制订流域管理计划,明确提出以流域为管理单元实施水资源管理。2002年,加拿大的魁北克《2002年国家水法》确立了流域层面的水资源综合管理,并选择了33个优先考虑的流域。此外,墨西哥(1992年)、巴西(1997年)、摩洛哥和阿尔及利亚等国家都引入了流域导向的管理方法。2008年,全球可持续发展委员会对水资源综合管理国家计划进行调查,发现受调查的27个发达国家中的16个国家、77个发展中国家中的19个国家已经制订了全部或部分水资源综合管理计划^[1]。

近年来我国在流域水资源综合管理方面也开始了一些新的探索,如太湖流域建立了省际联席会议机制,出台了《太湖流域管理条例》等。然而太湖流域管理局在履行行政执法权时,仍需要依托地方政府,难以贯彻落实涉及全流域的重大决策,缺乏相应的行政执法权力,水事问题利益协调难度大。针对我国流域水资源管理中存在的问题,为协调各方关系,缓解用水矛盾,保证流域内国民经济各部门之间、地区之间协调发展,借鉴国外先进的流域水资源管理经验,提出适合我国的流域管理模式,对于推进流域水资源管理体制建设具有重要现实意义。

2 国外典型流域水资源管理体制分析

世界各国的流域管理模式不尽相同,一般是根据本国的具体情况或历史沿革而选择较为适合其自身条件的管理模式^[1-3]。世界各国的流域水资源管理体制可分为3种类型:①集权管理。管理权归中央政府。②分权管理。管理权是分散的,由国家根据有关部门的职责对水资源进行分权管理,或者将水资源管理权交给地方政府,国家只制定相关法规和政策。许多国家采用了这种模式。③综合管理。按河流水系设立相应的管理机构,对地表水、地下水、水量和水质进行统一规划、统一管理和统一经营。国外典型流域水资源管理体制类型见表1。

表1 国外典型流域水资源管理体制类型

类型	代表国家
集权管理	捷克斯洛伐克、瑞典、芬兰、意大利、以色列、乌干达、摩洛哥等
分权管理	英国、瑞士、智利、南斯拉夫、荷兰、印度、比利时等
综合管理	美国、法国、加拿大、澳大利亚、西班牙等

近20年来,随着水资源综合管理理论的提出,

世界各国已经把水资源综合管理整合到相关的政策框架中,越来越多的国家和流域实施以流域为基本单元的水资源管理框架,保持良好的水质、更加丰富的环境和良好的生态系统服务是流域管理的核心目标,多采用集权与分权相结合的综合管理模式,而且呈现出多样化的特点。笔者选取美国田纳西流域、法国罗纳河流域和加拿大格兰德河为研究案例,重点分析这3个国家流域综合管理模式的异同,并总结其共性,旨在为我国流域综合管理体制建设提供借鉴。

2.1 美国田纳西流域水资源管理

美国流域内资源管理是相对独立的系统,州内流域采用区域水资源管理模式,州际流域则采取基于流域的统一管理模式。美国在水资源管理方面制定了很多法律法规和政策,其中不少体现了系统化的管理思路,为水资源综合管理提供了制度基础^[4-6]。田纳西流域综合管理是一种偏于集权式管理的综合管理模式。田纳西河是美国东南部俄亥俄河最大支流,发源于阿巴拉契亚山的中南部西维吉尼亚与北卡罗来纳州境内,流经7个州,全长1600 km,流域面积约10.6万 km²。20世纪30年代,为改善田纳西河流域水运条件,综合开发河流功能,在罗斯福总统“有计划地发展地区经济”思想的指导下,成立了一个国有、跨州、综合开发利用田纳西河流域自然资源的管理系统——田纳西河流域管理局(以下称TVA)。田纳西流域综合管理经验可以归纳为以下几条^[1-3,7-10]:

a. 成立高度自治的流域管理机构。TVA的管理机构由决策机构TVA董事会和具有咨询性质的地区资源管理理事会组成。董事会由主席、总经理和总顾问组成,行使TVA的一切权力;董事会3名成员均由总统提名,经国会通过后任命,直接向总统和国会负责。目前,董事会下设一个由15名高级管理人员组成的执行委员会,委员会的各成员分别主管某一方面的业务。TVA具体的组织结构见图1。TVA拥有高度自治权,既享有政府的权威性,又有私人企业的灵活性和主动性。法律赋予TVA全面开发该流域资源的广泛权力,一方面TVA负责流域防洪、发电、航运、灌溉水利工程建设等综合开发和治理的任务;另一方面TVA可以跨越一般的程序,直接向总统和国会汇报,甚至有权修正或废除地方法规,并进行立法,从而避免了一般政治程序和其他部门的干扰。

b. 流域水土资源统一规划。TVA对流域内各种自然资源进行规划、开发、利用和保护,有统一的目标——发展地区经济,对流域进行综合开发和管

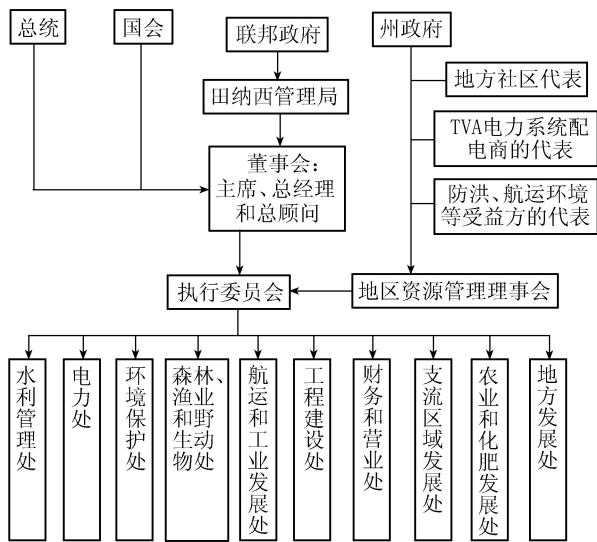


图1 美国 TVA 组织架构

理。他们将多方面的专家,如水资源专家、发电专家、航运专家、农业专家、林业专家、经济专家等,放在同一机构工作,这些专家先进行各自专业的分析和研究,然后在董事会领导下开展综合研究,从而发挥各专业的系统效应,实现流域内资源的最有效利用。

c. 有效的公众参与机制。TVA 开展广泛宣传,以增强民众的水资源意识,使他们参与治水。TVA 还提供技术和信息服务,帮助当地居民发展多种经营,通过开发水运、水上休闲、创造就业等措施,让当地民众共享治水成果,从而获得社会公众的广泛支持。

经过 80 年的开发建设,TVA 在流域航运、防洪、发电、水质保护、娱乐和土地利用 6 个方面发挥了巨大作用,治理和保护了该流域的环境,促进了社会和生态环境相互协调,其管理模式已成为跨州流域水资源综合管理的一种成功模式。TVA 取得的成果与其特殊的历史沿革有很大关系,它的管理模式与流域管理的分权、协商、参与的发展趋势并不一致,其体制一直难以在其他流域被简单地复制。

2.2 法国罗纳河流域水资源管理

法国水资源管理的核心是对水资源的水量、水质、水工程、水处理等进行统筹管理,管理层面分国家、流域和地方^[11-14]。法国水法明确指出,法国“实行以自然水文流域为单元的流域管理模式”,按河流域水系分成 6 大流域,以流域为单位,按照流域面而不是行政区进行管理。罗纳河流域综合管理是偏于分权式管理的一种综合管理模式,流域的管理机构包括各级政府、用水户、专家等。

罗纳河是法国第 2 大河,发源于瑞士的阿尔卑斯山,注入地中海,流域面积 9.9 万 km²,河长 812 km,其中法国境内的长度为 500 km,面积为

9 万 km²。罗纳河流域是法国重要的政治、经济、文化中心,该流域水上交通、农业灌溉、工业发展对法国经济有着重大意义。罗纳河流域的综合管理是世界公认的流域综合开发与管理的成功范例^[13],其经验^[3,15-16]可以归纳为以下几点:

a. 依法治水。法国国会于 1921 年通过立法确定从水电、航运、农业灌溉几方面对罗纳河流域进行综合开发治理,规定罗纳河治理必须遵从综合利用的方针,并赋予罗纳河公司开发和管理罗纳河的特权及罗纳河沿岸土地 100 年的经营使用权。1934 年 6 月 5 日,罗纳河公司被授权对罗纳河进行综合开发和经营,最近 20 年又增加了罗纳河旅游、环境保护、污水处理工程的经营和管理权。

b. 成立经济实体公司。1933 年成立了由国营和私营机构组成的罗纳河公司(1948 年更名为罗纳河国立公司)。罗纳河公司在履行职责时是以所有者、承包者和管理者统一的身份出现的,其职责是开发罗纳河的水电、航运、灌溉、旅游、环境保护、污水处理工程,以及与水面和河岸有关的开发工程。罗纳河公司组织结构见图 2。罗纳河公司经济独立,资金来源于污染者和用水户缴纳的税款,工程建设由国家担保向银行贷款。公司还征收罗纳河的多项资源费用用于补充开发治理经费。作为非营利性的公共事业机构,国家对罗纳河公司免征各项收入税,而且为了使公司滚动开发有足够的资金,公司的大量地方股份不参与分红。

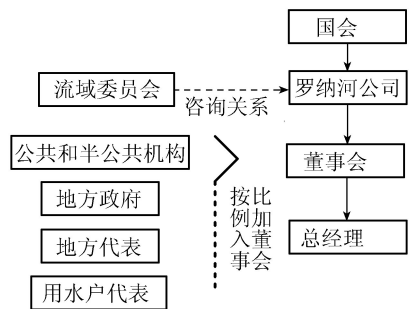


图2 法国罗纳河公司组织结构

c. 流域委员会充分协调各方的利益,实现决策民主化。罗纳河流域委员会由 124 位成员组成,其中地方政府代表 48 位,用水户代表 48 位,中央有关政府部门公务员 22 位,专家代表 6 位。流域委员会以投票表决的方式确定各种事项,超过半数代表同意的事项才可获得通过。

罗纳河公司 80 余年的开发治理工作中,对流域水电和航运资源的开发与管理带动了整个流域的总体开发治理及水资源的综合利用,罗纳河流域被治理成了世界上少有的美丽富饶之地。法国以自然流域为单元的水资源综合管理体制为更多国家提供了

借鉴,世界上有近 20 个国家参照了法国的水资源管理模式。然而,法国气候温和、国家富裕、邻邦友好,流域大小适中,而且多数流域几乎全部在境内,这些都是许多国家所无法相比的,所以其成功经验也不能完全被复制。

2.3 加拿大格兰德河流域水资源管理

加拿大联邦政府实施多部门的水资源管理体制,各部门根据授权承担一定的水资源管理职能,联邦政府负责水资源的综合管理。水资源管理职能主要由环境部、渔业与海洋部、农业部等部门承担。省级政府成立专门负责流域水资源管理的机构,特别强化了流域水资源综合管理的职能,将原来分布于多机构的水资源管理权集中于一个或少数几个机构。加拿大流域水资源综合管理更注重流域上游、下游的合作和共赢^[17-18]。

格兰德河位于加拿大南安大略省,起源于邓多克,向南延伸注入美加边界的伊利湖,河长 298 km,流域面积约 0.68 万 km²,是加拿大南安大略省南部最大的流域。格兰德河流域管理的主要经验^[19]可以归纳为以下几条:

a. 强有力的立法保障。1946 年出台的《安大略省保护职权法案》,是格兰德河流域综合管理强有力的法律支撑,保障了流域机构的管理权限和资金来源。该法案明确流域保护机构一旦建立,安大略省政府必须向该机构提供先进的技术和资金。

b. 建立多层次、持久的、相互信任的合作关系与参与机制。1932 年,格兰德河流域内 8 个市政当局成立了格兰德河保护委员会。1948 年该机构进行合并和改组,成立了格兰德河保护机构。在此基础上进一步合并和改组,成立了格兰德河保护权威组织机构(图 3)。该权威机构有 26 名常任成员,由上游、下游的市政府任命,使得流域内各市政府和相关利益团体建立了持久的、相互信任的合作伙伴关系,形成一个保护流域的共同体。在制定流域水资源管理计划和政策时,充分考虑各方意见,把资源、环境、社会和经济作为整体来考虑。该机构每年拿出资金的 1/3 用于流域水环境和水资源教育。

c. 拥有可靠的信息。加拿大的可持续水资源

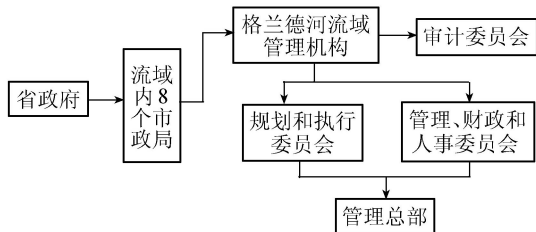


图 3 格兰德河保护权威机构组织结构

管理将水资源与社会、经济等联系在一起,将水资源管理与土地、森林等资源的管理联在一起,水资源管理决策部门做出科学的管理决策有赖于越来越多学科的信息支持。格兰德河流域保护权威机构拥有流域水系及其开发利用真实可靠的数据、适当的技术和分析技能,每年通过年度报告指出当年流域管理的现状,为问题识别、范围确定以及寻找解决方案提供重要的信息支撑。

经过 80 多年的开发和保护,加拿大格兰德河流域近 78% 的土地已经成为富饶的农业区,区域经济高度发展,格兰德流域 1992 年被命名为“加拿大遗产河流”,因其美丽的自然景色、多样的文化而享有盛誉。

3 国外流域水资源管理对我国的启示

通过对多个国家的流域综合管理体制进行比较,以及重点对美国田纳西流域、法国罗纳河流域和加拿大格兰德河流域管理经验进行分析,可以看出,国外典型流域水资源管理具有一些基本的共同点(表 2),可以为我国的流域水资源综合管理提供借鉴。

表 2 国外典型流域水资源管理的共同点

经验	美国	法国	加拿大	其他国家
注重立法	✓	✓	✓	✓
公众参与	✓	✓	✓	✓
管理机构化	✓	✓		✓
水土资源统一规划	✓			
信息支撑			✓	
合作机制			✓	

注:其他国家主要指澳大利亚、西班牙等实施流域水资源综合管理的国家。

3.1 立法是流域水资源管理的强有力保障

流域各种组织的角色和授权必须通过流域相关法律加以清晰界定,使得流域水资源管理权有法可依。欧美国家一般赋予流域机构必要的行政执行权和经营管理权,以解决流域水资源管理中流域管理机构与地方和区域的利益交叉和矛盾的问题。在英国、法国,流域水资源管理权归中央政府,而德国和美国则是一部分管理权归联邦政府,另一部分归以行政区划为基础的管理系统,管理权是分散的。但这两种水资源管理有一个共同的特点,那就是它们对流域的水量、水质以及水利等方面的管理都具有明确的法律地位和相应的权力。

3.2 流域管理机构化,探求权利与民主的适宜均衡

建立有效的流域管理机构是实施流域综合管理的组织保证。权利体现在将流域管理机构列入国家行政管理机构系列,并赋予流域管理机构一定的管理权限;民主体现在流域层次上建立由国家、区域代表和利益方代表以及用户代表组成的流域管理委员

会,对流域水工程建设、规划、方案进行投票决策,如法国和加拿大的流域管理模式。

3.3 建立有效的公众参与制度和宣传、监督机制

多个国家的流域管理模型都是以公众参与为制度的基本出发点,如法国以水务局为核心的模式,荷兰以理事会为核心的模式,以及澳大利亚的全流域管理模式等;都设有主管宣传的部门,负责宣传以提高公众参与意识,工作内容包括接待来访者、组织各种各样的宣传教育活动,让公众自觉和主动地参与水资源保护与恢复行动;都有十分完善的监督协调机构,并明确监管机构和执行机构的具体职责。监督机构通常设置在政府部门内部,但是也可能有一些特殊工作(如监督和检测样品)会交给一些非政府组织,并保证这些组织能够正常运作而不受政府的干预。

4 结 语

当前越来越多的国家把水资源综合管理整合到相关的政策框架中,对流域综合管理进行了不同的尝试,取得了丰富的经验。针对我国流域水资源管理中存在的问题,借鉴国外典型流域水资源管理的先进经验,旨在寻求更灵活的适合我国国情和不同流域特点的水资源综合管理模式。

参考文献:

[1] 李晶,宋守度,姜斌,等.水权与水价:国外经验研究与中国改革方向探讨[M].北京:中国发展出版社,2003.

[2] 杨立信,陈献耘,傅华.水资源一体化管理的理论与实践[M].郑州:黄河水利出版社,2011.

[3] 流域组织国际网,全球水伙伴.跨界河流、湖泊与含水层流域水资源综合管理手册[M].水利部国际经济技术合作交流中心,译.北京:中国水利水电出版社,2013.

[4] 贺晓英,贺缠生.北美五大湖保护管理对鄱阳湖发展之启示[J].生态学报,2008,28(12):6235-6242. (HE Xiaoying, HE Chansheng. Protection and development of the North America's Great Lakes Basin; implications to management of the Poyang Lake Basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(12): 6235-6242. (in Chinese))

[5] 田琦.美国水法规发展阶段简述[J].海河水利,2002(2):68-69. (TIAN Qi. General introduction of water regulations development in the USA [J]. Haihe Water Resources, 2002(2): 68-69. (in Chinese))

[6] 李京璋.美国地表水水源的流域管理[J].上海环境科学,1993,12(3):39-40. (LI Jingzhang. Watershed management for surface water source in the USA [J]. Shanghai Environmental Sciences, 1993, 12(3): 39-40.

(in Chinese))

[7] 秦明周,尚红霞,陈云增.美国田纳西河流域资源综合管理研究[J].人民黄河,2008,30(9):5-7. (QIN Mingzhou, SHANG Hongxia, CHEN Yunzeng. Research on comprehensive resources management of Tennessee River Basin [J]. Yellow River, 2008, 30(9): 5-7. (in Chinese))

[8] 俞晓春,李三林,贾士权.从美国田纳西河流域管理模式谈我国湖泊管理与保护[J].江苏水利,2007(8):41-45. (YU Xiaochun, LI Sanlin, JIA Shiquan. Talking about lake management and protection in China from the mode of Tennessee River Basin management in the United States of America [J]. Jiangsu Water Resources, 2007(8): 41-45. (in Chinese))

[9] 高小芳,刘建林.国内外流域管理对渭河流域管理的启迪[J].水利科技与经济,2009,15(5):380-382. (GAO Xiaofang, LIU Jianlin. Enlightenment of watershed management at home and abroad for Weihe River [J]. Water Science and Technology and Economy, 2009, 15(5): 380-382. (in Chinese))

[10] 徐荟华,夏鹏飞.国外流域管理对我国的启示[J].水利发展研究,2006(5):58-61. (XU Huihua, XIA Pengfei. Enlightenment of watershed management abroad for China [J]. Water Resources Development Research, 2006(5): 58-61. (in Chinese))

[11] 皮埃尔·诺斯尔.法国的水政策[J].人民黄河,2005,23(11):65. (NOTH P. France's water policy [J]. Yellow River, 2005, 23(11): 65. (in Chinese))

[12] 万军,张惠英.法国的流域管理[J].中国水利,2002(10):164-166. (WAN Jun, ZHANG Huiying. River basin management in France [J]. China Water Resources, 2002(10): 164-166. (in Chinese))

[13] 傅涛,杜鹃,钟丽锦.法国流域水管理特点及其对中国现有体制的借鉴[J].水资源保护,2010,26(5):82-86. (FU Tao, DU Peng, ZHONG Lijin. Experience of French river basin water resources management and lessons for current system of China [J]. Water Resources Protection, 2010, 26(5): 82-86. (in Chinese))

[13] J. F. 栋泽尔.欧盟水框架指令下法国水资源管理的创新[J].水利水电快报,2009,30(9):41-46. (DONZIERL J F. Innovation in water management in France under the EUWFD [J]. Express Water Resources & Hydropower Information, 2009, 30(9): 41-46. (in Chinese))

[14] 王阿平.法国罗纳河流域水电工程考察报告[J].新疆水利,1997(4):14-18. (WANG Aping. Report about hydropower project in the French Rhone River Basin [J]. Xinjiang Water Resources, 1997(4): 14-18. (in Chinese))

(下转第110页)

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.007

生物群体智能优化的投影寻踪模型在灌区水资源综合效益研究中的应用

许准^{1,2}, 郭晓亮³, 徐昕^{1,2}, 董壮¹, 田浪¹

(1. 河海大学水利水电学院, 江苏南京 210098;

2. 河海大学南方地区高效灌排与农业水土环境教育部重点实验室, 江苏南京 210098;

3. 湖北省水利水电规划勘测设计院, 湖北武汉 430064)

摘要:将高维降维技术的投影寻踪模型引入到灌区水资源综合效益的研究中,并采用生物群体智能算法对投影寻踪模型进行优化,以提高投影寻踪模型的准确度。以经济效益、生态环境效益以及社会效益3方面建立指标体系,并提出了5类等级标准。以漳河灌区为例,利用所建模型对该灌区水资源综合效益进行研究,并对不同指标的贡献度进行了分析。结果表明,漳河灌区2013年的综合效益等级为等级Ⅲ(一般);在灌区水资源综合效益研究方面,优化后的投影寻踪模型具有较好的实用性和可信性。

关键词:生物群体智能;免疫蛙跳算法;投影寻踪模型;水资源综合效益;漳河灌区

中图分类号:S274 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0038-06

Application of projection pursuit classification model basing on biological swarm intelligence in comprehensive benefit research of water resources in irrigation district

XU Zhun^{1,2}, GUO Xiaoliang³, XU Xin^{1,2}, DONG Zhuang¹, TIAN Lang¹

(1. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. Key Laboratory of Efficient Irrigation-Drainage and Agricultural Soil-Water Environment in Southern China, Hohai University, Nanjing 210098, China;

3. Hubei Provincial Water Resources and Hydropower Planning Survey and Design Institute, Wuhan 430064, China)

Abstract: The dimensionality reduction technology of projection pursuit classification (PPC) model, which was optimized by the biological swarm intelligence algorithm for improving the accuracy, was introduced into the comprehensive benefit research of water resources in irrigation district. An evaluation index system was established by taking three aspects into consideration, including the economic benefit, ecological environment benefit and social benefit, and five levels of evaluation criteria were proposed. Taking the Zhanghe Irrigation District as an example, the comprehensive benefit research of water resources was studied using the built model, and the contribution degree of different indices was analyzed. Results show that the comprehensive benefit of water resources in the Zhanghe Irrigation District in 2013 is of grade III (general). The optimized PPC model is with better usability and credibility in the comprehensive benefit research of water resources in irrigation district.

Key words: biological swarm intelligence; immune shuffled frog leaping algorithm; projection pursuit classification model; comprehensive benefit of water resources; Zhanghe Irrigation District

水资源是人类赖以生存的环境资源,与人类的生产和生活密不可分,具有不可替代性的作用^[1]。

水资源同时具备自然、社会、环境以及经济等多重属性,是经济社会可持续发展的重要基础^[2]。进入 21

作者简介:许准(1990—),男,硕士研究生,研究方向为水资源规划利用。E-mail:xuzhun2003@163.com

通信作者:董壮,讲师,博士。E-mail:zdong2005@yahoo.com

世纪,随着社会经济的迅猛发展,水资源已经逐渐达到承载力的上限,水资源短缺问题日益成为我国社会经济发展的制约性因素。对灌区水资源综合效益进行研究可以为水资源优化配置提供指导依据,从而使水资源的综合效益发挥到最大程度,有利于“资源节约型,环境友好型”社会的建设,促进灌区经济可持续健康发展。

纵观传统的灌区水资源综合效益研究,主要存在以下几个方面的欠缺:①研究方法方面,多采用层次分析法^[3],通过专家咨询意见建立判断矩阵,该方法简单易行,但是仅将重要性程度通过主观认识实施,研究结论无法避免存在一定的主观性;②评价内容方面,多进行不同年份之间的效益对比,而对于水资源综合效益评价等级标准的研究甚少。本文将投影寻踪模型引入到灌区水资源的综合效益研究中。投影寻踪模型属于样本数据驱动的探索性数据分析方法,避免了主观分析方法带来的主观随机性,许多研究人员对投影寻踪模型提出了一些优化投影指标函数的方法,但部分优化方法在处理多变量寻优时往往易陷入局部最优“早熟”或提前收敛,寻求不到真正的最优解。本文选用生物群体智能算法对投影寻踪模型进行优化,由于生物群体智能算法具备不依赖目标函数梯度的特点,所以特别适合解决大规模复杂优化问题。当前生物智能算法的发展迅速,颇具代表性的算法有:蚁群算法^[4-5]、狼群算法^[6]、遗传算法^[7]、混合蛙跳算法^[8]以及粒子群算法^[9-10]等。本文选用免疫蛙跳算法控制收敛方向,提高了蛙跳算法的收敛速度和鲁棒性^[11],将优化后的投影寻踪模型应用于湖北省漳河灌区水资源综合效益研究中。

1 投影寻踪模型

通过投影寻踪模型去分析和观察原始数据,以最大程度寻求和挖掘数据的信息和特征,每一组数据均反映了整体数据的一部分特征。本文运用投影寻踪模型探索原始数据中各因子之间的贡献度大小,以此客观而准确地求得评价指标对应的计算权重。

1.1 高维样本数据预处理

为了将各种单位不同、数量级别差异较大的原始数据统一起来,首先应将原始数据进行归一化和标准化,计算公式如下:

对于高优或者正向指标:

$$x_{ij}^* = \frac{x_{ij} - x_{\min}(j)}{x_{\max}(j) - x_{\min}(j)} \quad (1)$$

对于低优或者负向指标:

$$x_{ij}^* = \frac{x_{\max}(j) - x_{ij}}{x_{\max}(j) - x_{\min}(j)} \quad (2)$$

式中: i 为数据集的维度; j 为 i 维度下第 j 个评价指标; x_{ij} 为评价因子的指标值; x_{ij}^* 为归一化和标准化后的数值; $x_{\max}(j)$ 和 $x_{\min}(j)$ 分别为数据集中第 j 个评价指标值的最大值和最小值。

1.2 数据综合特征值的确立

将处理后的数据按照一定的方向进行投影,使每个待评研究对象都只得到一个反映其数据信息和特征的值。假定沿着 $\mathbf{a} = (a_1, a_2, a_3, \dots, a_n)$ (n 为数据集的总维度)的方向进行投影,则存在:

$$z_i = \sum_{j=1}^n a_j x_{ij}^* \quad (3)$$

$\mathbf{z} = (z_1, z_2, z_3, \dots, z_n)$ 为投影方向的一维投影值,即数据向量。

1.3 构造投影目标函数

假定投影目标函数为 $Q(\mathbf{a})$,则:

$$Q(\mathbf{a}) = d_{is}(\mathbf{a}) \times d_{en}(\mathbf{a}) \quad (4)$$

式中: $d_{is}(\mathbf{a})$ 表示类间距离,即投影值 z_i 的标准差; $d_{en}(\mathbf{a})$ 表示类内密度,即投影值 z_i 的局部密度; $d_{is}(\mathbf{a})$ 和 $d_{en}(\mathbf{a})$ 的计算公式如下:

$$d_{is}(\mathbf{a}) = \sqrt{\sum_{i=1}^m (z_i - \bar{z}_a)^2 / (n - 1)} \quad (5)$$

$$d_{en}(\mathbf{a}) = \sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m (R - r_{ik}) f(R - r_{ik}) \quad (6)$$

$$r_{ik} = |z_i - z_k| \quad (7)$$

式中: k 为 i 维度下第 k 个数据; m 为投影目标函数总维度; \bar{z}_a 是 z_i ($i=1, 2, \dots, n$)的均值; R 为密度窗宽, $R=2m = \max(r_{ik}) + m/2$,由数据特征确定; r_{ik} 为样本投影特征值间的距离; f 为单位阶跃函数,若 $R \geq r_{ik}$, $f(R-r_{ik})=1$,若 $R < r_{ik}$, $f(R-r_{ik})=0$ 。

1.4 优化投影目标函数

若类间距离 $d_{is}(\mathbf{a})$ 愈大,则数据指标的分布范围愈广泛;若类内密度 $d_{en}(\mathbf{a})$ 愈大,则数据指标特征的差异性表现得愈强烈。当各指标值的样本集给定时,投影目标函数 $Q(\mathbf{a})$ 只随着投影方向 \mathbf{a} 的变化而变化,不同的投影方向反映不同的数据结构特征,最优投影方向就是最大可能暴露高维数据某类特征结构的投影方向,因此可以通过求解目标函数最大化问题来估计最优投影方向向量,即问题可转化为式(8)描述的优化问题:

$$\begin{cases} \max [Q(\mathbf{a})] \\ \|\mathbf{a}\| = 1 \end{cases} \quad (8)$$

2 免疫蛙跳优化算法

混合蛙跳算法 (shuffled frog leaping algorithm,

SFLA)属于生物群体智能算法的一类典型性代表优化算法,其本质是模仿自然生物(蛙群)寻找食物时的后启发式计算技术^[12-13],是基于群体协同搜索的生物进化算法。SFLA 不仅融合了模因演算和粒子群算法的各自优势,且需要率定的参数少、运算速度快,所以一经提出就在多属性多目标决策领域得到广泛应用。但这种交流机制在实现青蛙个体之间的信息传递的同时,也会造成青蛙个体在局部搜索最优解的过程中力度不足,甚至忽略最优解、减低收敛效率。为了提高算法的收敛效率,对传统的混合蛙跳算法进行了改进,提出了免疫蛙跳算法(immune shuffled frog leaping algorithm, ISFLA),即在对群体进行控制调节的过程中加入免疫机制,目标函数以及对应的约束条件作为蛙群的抗原,确保优化问题与生成的蛙群直接相关联,收敛方向得以控制。选择性记忆与抗原亲和力高的青蛙群体,对抗体群注射从中提取的免疫疫苗,保证抗体群在进化更新时的多样性,避免抗体群发生退化。基于 ISFLA 和 SFLA 混合优化算法的基本原理,免疫蛙跳算法的运算步骤如下:

步骤 1:抗原的输入。目标函数和多种约束条件作为 ISFLA 的抗原,本文的目标函数主旨在于优化投影寻踪模型的投影方向,将高维数据指标转换至低维的子空间。

步骤 2:生成初始抗体。针对 K 只青蛙(青蛙代表不同的解集),以产生初始的群体,生成初始的抗体群 T ,假定促进记忆的蛙群为 T_1 ,检测记忆蛙群为 T_2 。

步骤 3:计算抗体适应度。由于蛙群的抗体和抗原之间存在一定的亲和力,本文采用式(9)表示:

$$bx_v = o_v \quad (9)$$

式中: x_v 为抗体和抗原之间的亲和力; b 为预先设定的亲和力系数; o_v 为抗原与抗体之间的匹配度。

K 只青蛙抗体的信息熵为

$$E(T) = \frac{1}{M \sum_{j=1}^M E_j(T)} \quad (10)$$

$$E_j(T) = \sum_{i=1}^S -P_{ij} \log P_{ij} \quad (11)$$

式中: M 为信息熵的总数; S 为抗体数据集的总数; $E_j(T)$ 为抗体群 T 中第 j 位信息熵; k_i 为有效抗体阈值; P_{ij} 为抗体中第 j 位数值为 k_i 的概率。

则抗体 η 与抗体 λ 之间的亲和力为

$$by_{\eta\lambda} = \frac{1}{(1 + E(2))} \quad (12)$$

抗体 η 的浓度范围可以表示为

$$c_\eta = \frac{1}{T} \sum_{n=1}^T bc_{\eta n} \quad (13)$$

$$bc_{\eta n} = \begin{cases} 1 & by_{\eta\lambda} \geq T_s \\ 0 & \text{其他} \end{cases} \quad (14)$$

式中: $y_{\eta\lambda}$ 为抗体 η 与抗体 λ 之间的亲和力大小; c_η 为抗体 η 的浓度; $c_{\eta n}$ 为 c_η 数据集中第 n 个值; T_s 为预先设定的亲和力阈值。

步骤 4:更新免疫记忆蛙群。据一定的比例,在抗体群中选择亲和力高的抗体,用它们替代促进记忆蛙群 T_1 以及亲和力低的抗体;并将亲和力低的抗体加入到检测记忆蛙群 T_2 ,替代检测记忆蛙群中亲和力高的抗体,以达到更新功效。

步骤 5:促进与抑制抗体群。记忆青蛙群 T_1 中抗体的浓度会随着蛙群更新而逐渐升高,达到一定的峰值,如抗体峰值浓度低于抗体浓度阈值时,记忆蛙群中的抗体会趋于多样化;若抗体峰值浓度超过抗体的浓度阈值时,记忆蛙群中的抗体会趋于单一化,且达到饱和状态,此时浓度大的抗体会被淘汰,新个体的随机产生会不断替换被淘汰的抗体。

步骤 6:生成新的青蛙抗体。结合促进记忆的蛙群 T_1 与经检测后的蛙群抗体 T ,从而生成新的青蛙抗体种群;按适应值由小到大排序, K 只青蛙分成 w 个子群体,每一子群体中选优出最优个体以及最差个体,针对每个子群体,通过适应值的降序排列,重新分配,并进行混合蛙跳运算。

步骤 7:判断终止条件。看运算结果是否满足要求,若满足,则迭代结束;反之,则转向步骤 3 依次向下运行。

3 灌区水资源综合效益研究

3.1 指标体系的构建

水资源具有社会属性、经济属性以及环境属性等多重效益^[14],水资源综合效益是社会效益、经济效益、生态环境效益的统一。因此,水资源综合效益研究指标的选择应涵盖这 3 大效益指标。本文选取了其中有代表性的 14 项详尽指标,构建的灌区水资源综合效益指标体系,其中渠系水利用系数 C_1 与灌区土壤、渠道工程状况、灌溉放水强度、放水历时等因素有关,该指标将反映灌区的管理水平;灌溉水利用系数 C_2 指的是灌区实际灌溉面积上有效利用的水资源量(不包括深层渗漏和田间流失的水量)与渠首引水总量之间的比值,它反映灌区各级渠道输水设施状况与田间用水效率状况,故本文选用这两种利用系数指标;由于在灌区内污水的排放和处理的效果对灌区水质产生较大的影响,良好的水质环境有利于灌区的生态效益的发挥和灌区综合效益的

实现,所以灌区污水处理率 C_{13} 以及工业废水的排放达标率 C_{14} 在一定程度上反映灌区水资源的生态环境效益。灌区水资源综合效益研究指标体系见表 1。

表 1 灌区水资源综合效益研究指标体系

总目标	要素层	详尽指标
灌区水资源综合效益	经济效益	C_1 渠系水利用系数(%)
		C_2 灌溉水利用系数(%)
		C_3 耕地有效灌溉率(%)
		C_4 单位体积灌溉水粮食产量(kg)
		C_5 单位体积水工业产值(元)
		C_6 复种指数(%)
	社会效益	C_7 水资源开发利用率(%)
		C_8 人均粮食占有量(kg)
		C_9 人均 GDP(元)
		C_{10} 城镇居民年人均收入(元)
		C_{11} 农民年人均收入(元)
	生态环境效益	C_{12} 地下水开采系数(%)
		C_{13} 污水处理率(%)
		C_{14} 工业废水排放达标率(%)

3.2 水资源综合效益等级标准

确定等级标准是水资源综合效益研究的基础,目前关于水资源综合效益的等级标准研究甚少。本文参考了联合国粮农组织所推荐的灌区综合评价指南以及有关学者所著论文^[15],综合考虑了全国平均水平、湖北省平均水平以及国际通用标准,以此建立了灌区水资源综合效益等级标准和指标阈值,见表 2。

3.3 漳河灌区水资源综合效益研究

漳河灌区位于湖北省长江支流沮漳河东支的漳河上,1958 年动工兴建,至 1966 年基本建成并投入使用。灌溉荆门、荆州、当阳及钟祥等市县的大部分耕地,由漳河水库供水,灌区面积 5544 km²。灌区规划灌溉面积约 18 万 hm²,实际有效灌溉面积约 15 万 hm²。灌区现有人口 160 万,其中包括 110 余万农业人口。灌区共有 9 级渠道近 14 000 条,总长度约 7 168 km,因灌溉面积大,历史上灌溉水利用系数曾一度低至 0.37。近年来,由于在田间推行科学的

灌溉制度与节水方法,灌区内灌溉水利用率及水分生产率逐年提高,在水资源的配置和利用方面积累了很多经验。本文采用漳河灌区 2013 年的运行状况数据资料对其水资源综合效益展开研究。

本文提出的 12 个详尽指标均为高优指标,即越大越优型,指标 C_7 与 C_{12} 为低优指标,即越小越优型,为便于投影寻踪模型的运用,基于择优原理选取表 2 中的上限阈值作为不同等级的综合效益水平,并与漳河灌区 2013 年的运行状况数据资料进行对比(表 3),以期得到漳河灌区水资源综合效益等级水平。

表 3 漳河灌区 2013 年的运行状况数据

指标	水资源综合效应等级					实测值
	I	II	III	IV	V	
C_1	100	85	70	50	30	67
C_2	100	80	60	40	20	51
C_3	100	90	70	50	30	84.3
C_4	4	3.1	2.2	1.2	0.7	2.09
C_5	1 670	1 100	350	120	65	316
C_6	215	180	150	120	100	185
C_7	0	20	35	50	65	41.7
C_8	1 100	900	690	455	240	491
C_9	100 000	87 000	49 500	13 000	5 600	42 348
C_{10}	90 000	45 000	25 000	8 500	4 000	19 364
C_{11}	25 000	15 000	8 500	5 000	1 600	8 137
C_{12}	0	30	60	80	100	134
C_{13}	100	90	80	60	50	73
C_{14}	100	90	80	70	55	82

根据表 3 中的数据,采用 MATLAB 进行编程,以获取基于 ISFLA 的投影寻踪模型的投影方向,选择青蛙的总数 $K=1 750$ 只,种群分组数为 50 组,每组青蛙包含的个数为 35 只,子群体内更新 40 次,并设定抗体浓度阈值为 0.85,循环迭代次数为 40 次。以此求得最大的投影值为 4.4667,最佳的投影方向 a :

$$a = (0.1066, 0.1371, 0.0263, 0.1476, 0.2433, 0.0032, 0.1490, 0.3361, 0.1887, 0.3543, 0.2786,$$

表 2 灌区水资源综合效益标准

评价指标	良好(I)	较好(II)	一般(III)	较差(IV)	极差(V)
C_1	85~100	70~85	50~70	30~50	0~30
C_2	80~100	60~80	40~60	20~40	0~20
C_3	90~100	70~90	50~70	30~50	0~30
C_4	3.1~4.0	2.2~3.1	1.2~2.2	0.7~1.2	0~0.7
C_5	1 100~1 670	350~1 100	120~350	65~120	0~65
C_6	180~215	150~180	120~150	100~120	0~100
C_7	0~20	20~35	35~50	50~65	65~100
C_8	900~1 100	690~900	455~690	240~455	0~240
C_9	87 000~100 000	49 500~87 000	13 000~49 500	5 600~13 000	0~5 600
C_{10}	45 000~90 000	25 000~45 000	8 500~25 000	4 000~8 500	0~4 000
C_{11}	15 000~25 000	8 500~15 000	5 000~8 500	1 600~5 000	0~1 600
C_{12}	0~30	30~60	60~80	80~100	100~250
C_{13}	90~100	80~90	60~80	50~60	0~50
C_{14}	90~100	80~90	70~80	55~70	0~55

0.7398, 0.0530, 0.1125)

综合效益的投影值 z 为:

$z = (4.4667, 3.0468, 2.1284, 1.7726, 0.0259, 2.7727)$

将综合效益投影值按优劣性排序,则:

等级I>等级II>实测值>等级III>等级IV>等级V

因为等级 I、II、III、IV、V 均为等级标准,所以可以得出漳河灌区 2013 年的综合效益为等级 III (一般),表明灌区近年来修建防渗渠道和低压管道输水工程、推广节水灌溉及相应的配套技术取得了一定的成效,但与高利用率的要求存在较大差距。通过与物元分析评价方法^[16]进行比对,结论也是一致的。

基于最佳投影方向,进一步分析各项指标对灌区水资源综合效益的贡献程度,即将最佳投影向量 a 按降序排列,由此得到各项指标对灌区水资源综合效益的贡献率,见图 1。

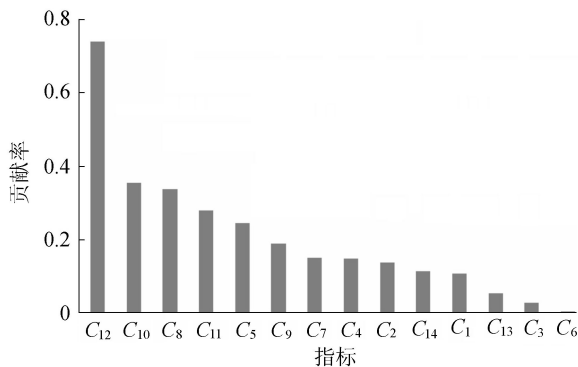


图 1 各项指标基于最佳投影方向贡献率排序

由图 1 可知,地下水开采系数(C_{12})和城镇居民人均收入(C_{10})为影响灌区水资源综合效益的重要因素,地下水开采系数为首要因素。随着地下水无节制地过度开采,会严重影响灌区的水资源利用和效益的输出,这与实际情况相符;在几类要素层中,社会效益要素层和生态环境效益要素层占主导地位,也与实际情况相符;在追求经济效益的同时,应重视和兼顾环境保护和区域农业的可持续发展,在下一阶段中,除继续推行现有的工程措施技术外,还应加强水资源的优化调度与合理配置,工作重点应向提高经济效益和生态环境效益倾斜。

4 结论

a. 传统的数据分析方法对于高维非正态,非线性数据分析很难收到很好效果,而基于投影寻踪模型的免疫蛙跳算法是在混合蛙跳算法的基础上融入免疫调节机制,从而促进了青蛙群体的多样化更新,避免局部收敛,并可以提高全局搜索能力以及收敛速度,很大程度促进了投影寻踪模型在搜索最佳投影方向的可信度和效率。

b. 漳河灌区 2013 年的水资源综合效益等级为 III 级(一般),表明灌区近年来推行的节水灌溉及相应的配套技术取得了一定的成效,但与高层次的利用效益尚存在较大差距。

c. 地下水开采系数(C_{12})和城镇居民人均收入(C_{10})为影响灌区水资源综合效益的重要因素,其中,地下水开采系数(C_{12})为首要因素。建议持续提高节水灌溉及相应的配套技术,遏制地下水无节制的开采利用。

灌区的水资源综合效益研究属于多属性、多目标的科学决策问题,主要涉及经济效益、社会效益、生态环境效益等多方面、多层次的效益。本文建立的研究体系属于尝试性探索,在今后的研究中,还需综合而全面地考虑各方面影响因素。

参考文献:

[1] 雷波,姜文来. 节水农业综合效益评价研究进展[J]. 灌溉排水学报,2004,23(3): 65-69. (LEI Bo, JIANG Wenlai. Research on appraisal system of multi-effect of dryland water-saving agriculture [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2004, 23(3): 65-69. (in Chinese))

[2] 费良军,武锦华,游黎,等. 基于支持向量机模型的大型灌区运行状况综合评价研究[J]. 沈阳农业大学学报. 2010-08, 41(4): 492-495. (FEI Liangjun, WU Jinhua, YOU Li, et al. Support vector machine model based on large-scale irrigation system performance evaluation [J]. Journal of Shenyang Agricultural University, 2010-08, 41(4):492-495. (in Chinese))

[3] 朱秀珍. 大型灌区运行状况综合评价研究[D]. 武汉: 武汉大学, 2005.

[4] 杨剑峰. 蚁群算法及其应用研究[D]. 杭州:浙江大学, 2007.

[5] 倪庆剑,邢汉承,张志政,等. 蚁群算法及其应用研究进展[J]. 计算机应用与软件,2008,25(8): 12-16. (NI Qingjian, XING Hancheng, ZHANG Zhizheng, et al. Research on ant colony algorithm and application research progress [J]. Computer Applications and Software, 2008,25(8):12-16. (in Chinese))

[6] 王建群,贾洋洋,肖庆元. 狼群算法在水电站水库优化调度中的应用[J]. 水利水电科技进展,2015,35(3): 1-4. (WANG Jianqun, JIA Yangyang, XIAO Qingyuan. Application of wolf pack search algorithm to optimal operation of hydropower station [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2015,35(3): 1-4. (in Chinese))

[7] 李世玲. 基于投影寻踪和遗传算法的一种非线性系统建模方法[J]. 系统工程理论与实践,2005(4): 22-28. (LI Shiling. A nonlinear system modeling method based

on projection pursuit and genetic algorithm [J]. Systems Engineering Theory and Practice, 2005 (4): 22-28. (in Chinese))

[8] 崔文华, 刘晓冰, 王伟, 等. 混合蛙跳算法研究综述[J]. 控制与决策, 2012, 27 (4): 481-486. (CUI Wenhua, LIU Xiaobing, WANG Wei, et al. Survey on shuffled frog leaping algorithm [J]. Control and Decision, 2012, 27 (4): 481-486. (in Chinese))

[9] 雷开友. 粒子群算法及其应用研究[D]. 重庆: 西南大学, 2006.

[10] 张长胜, 孙吉贵, 欧阳丹彤. 一种自适应离散粒子群算法及其应用研究[J]. 电子学报, 2009, 37 (2): 299-304. (ZHANG Changsheng, SUN Jigui, OUYANG Dantong. A selfadaptive discrete particle swarm optimization algorithm [J]. Acta Electronica Sinica, 2009, 37(2): 299-304. (in Chinese))

[11] 纪昌明, 李继伟, 张新明, 等. 基于免疫蛙跳算法的梯级水库群优化调度[J]. 系统工程理论与实践, 2013, 33 (8): 2125-2132. (JI Changming, SUN Jiwui, ZHANG Xinming. Optimal operation of cascade reservoirs based on immune-shuffled frog leaping algorithm [J]. Systems Engineering Theory and Practice, 2013, 33 (8): 2125-2132. (in Chinese))

[12] 王辉, 钱锋. 群体智能优化算法[J]. 化工自动化及仪表, 2007, 34 (5): 7-13. (WANG Hui, QIAN Feng. A

(上接第 18 页)

[7] 孙国春, 卞学洛. 非含水层水质咸化的“井水咸化”现象分析[J]. 地下水, 2011, 33 (3): 17-20. (SUN Guochun, BIAN Xueluo. The phenomenon analysis of well water salinization which is not aquifer water salinization[J]. Groundwater, 2011, 33(3): 17-20. (in Chinese))

[8] 卞学洛. 天津市深层淡水井的水质咸化分类: 以东丽区为例[J]. 地下水, 2008, 30 (1): 15-20. (BIAN Xueluo. Classification of water salitization in the deep fresh-water well in Tianjin: take Dongli district for example [J]. Groundwater, 2008, 30 (1): 15-20. (in Chinese))

[9] 宋海波, 张兆吉, 费宇红, 等. 开采条件下河北平原中部咸淡水界面下移[J]. 水文地质工程地质, 2007, 34 (1): 44-52. (SONG Haibo, ZHANG Zhaoji, FEI Yuhong, et al. Down-movement of the fresh-saline groundwater interface in the middle of the Hebei Plain under the condition of exploitation [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2007, 34 (1): 44-52. (in Chinese))

[10] 左文喆, 万力. 天津市平原区咸淡水界面下移特征分析[J]. 水文地质工程地质, 2006, 33 (2): 13-18. (ZUO Wenzhe, WAN Li. Characteristics of down-

survey of swarm intelligence optimization algorithm [J]. Control and Instruments in Chemical Industry, 2007, 34 (5): 7-13. (in Chinese))

[13] 郭景录, 付平. 登月软着陆轨道优化算法研究[J]. 计算机仿真, 2009, 26 (12): 70-73. (GUO Jinglu, FU Ping. Research on trajectory optimization of lunar soft landing [J]. Computer Simulation, 2009, 26(12): 70-73. (in Chinese))

[14] 仲艳维. 潮白河流域水土保持效益评价及生态补偿制度构建研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2014.

[15] 刘邦贵, 刘永强, 王浩, 等. 基于物元分析法的区域水资源安全评价[J]. 南水北调与水利科技, 2014(5): 100-103. (LIU Banggui, LIU Yongqiang, WANG Hao, et al. Evaluation of regional water security based on matter element analysis[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2014 (5): 100-103. (in Chinese))

[16] 王婷, 郑小华. 物元分析方法在水资源承载能力综合评价中的应用[J]. 水文, 2006, 26(6): 33-35. (WANG Ting, ZHENG Xiaohua. Application of material-units analyzing method in comprehensive evaluation of water resources carrying capacity [J]. Journal of China Hydrology, 2006, 26(6): 33-35. (in Chinese))

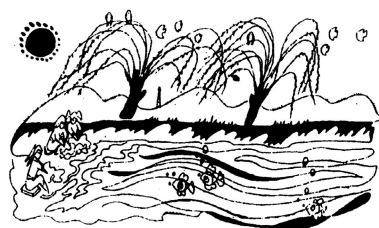
(收稿日期: 2015-09-16 编辑: 王芳)

movement of the fresh-saline groundwater interface in the plain region of Tianjin [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2006, 33(2): 13-18. (in Chinese))

[11] 高业新. 华北平原典型地区大规模开采条件下不同层位含水组地下水互动关系研究[D]. 北京: 中国地质科学院, 2008.

[12] 李亚美, 成建梅, 崔莉红, 等. 分层监测孔现场分级联合试验确定含水层参数[J]. 南水北调与水利科技, 2013, 11(3): 132-137. (LI Yamei, CHENG Jianmei, CUI Lihong, et al. Determination of aquifer parameters from comprehensive in-situ pumping and tracing test in the multi-layer monitoring boreholes [J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2013, 11(3): 132-137. (in Chinese))

(收稿日期: 2015-03-19 编辑: 王芳)



DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.008

基于斜生栅藻培养的城市生活废水资源化利用研究

赵昕宇, 廖利民, 成杰, 张凯凯, 季祥, 巩东辉, 蔡禄

(内蒙古科技大学生命科学与技术学院, 内蒙古 包头 014010)

摘要:为降低微藻培养成本, 实现城市生活废水的资源化利用, 研究了补加不同质量浓度的 NaNO_3 、 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 Na_2CO_3 营养盐情形下, 斜生栅藻 (*Scenedesmus obliquus*) 的生长和油脂积累特性。结果表明: 城市生活废水中自身含有的磷、碳基本满足微藻正常的生长和油脂代谢, 同时在低氮和高铁环境下更有利于微藻油脂的积累。此外, 在补加 NaNO_3 质量浓度 2.25 g/L、 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度 40 mg/L、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度 56.25 mg/L、 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度 9 mg/L、 Na_2CO_3 质量浓度 15 mg/L 的条件下, 斜生栅藻生长状况良好, 生物量可达 3.04 g/L, 是废水原液条件下的 2.8 倍。利用城市生活废水来培养富油的微藻, 可以实现废水的资源化利用与微藻的低成本培养, 对工业化生产具有重要意义。

关键词:城市生活废水; 斜生栅藻; 生物量; 油脂积累; 培养成本

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 1004-6933(2016)03-0044-06

Resource utilization of urban sewage water based on cultivation of *Scenedesmus obliquus*

ZHAO Xinyu, LIAO Limin, CHENG Jie, ZHANG Kaikai, JI Xiang, GONG Donghui, CAI Lu
(School of Life Science and Technology, Inner Mongolia University of Science & Technology, Baotou 014010, China)

Abstract: Characteristics of growth and lipid accumulation of *Scenedesmus obliquus* were investigated under the condition of adding different concentrations of NaNO_3 , $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, and Na_2CO_3 in urban sewage water for reducing the cost of microalgae cultivation and resource utilization of urban sewage water. Results show that phosphorus and carbon in urban sewage water can meet the needs of nature growth and lipid metabolism of microalgae and low nitrogen and high Fe_3^+ concentrations are conducive to the accumulation of lipid. In addition, under the condition of adding NaNO_3 of 2.25 g/L, $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ of 40 mg/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ of 56.25 mg/L, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ of 9 mg/L, and Na_2CO_3 of 15 mg/L in urban sewage water, *Scenedesmus obliquus* grows well and the biomass is 3.04 g/L, which is 2.8 times of the biomass under the condition of original wastewater. Using urban sewage water in the cultivation of microalgae can achieve the purposes of resource utilization of wastewater and lowcost cultivation of microalgae, which is of great significance for industrial production.

Key words: urban sewage water; *Scenedesmus obliquus*; biomass; lipid accumulation; cost of cultivation

能源与水资源危机是当今世界发展所面临的两大问题^[1-2]。为了满足对能源的需求, 亟需开发可再生能源, 而废水再利用是解决水资源危机的重要途

径之一。微藻是自然界分布广泛、繁殖迅速、光合效率高的一类自养型微生物, 其中的富油微藻可作为生物柴油的原料^[2], 微藻生物柴油发展所面临的最

基金项目: 内蒙古自然科学基金项目 (2015MS0335); 内蒙古教育厅自然科学重点 (NJZZ14162); 包头市应用研发资金科技计划项目 (2015Z2010-3); 内蒙古自治区研究生科研创新项目 (S20151012709)

作者简介: 赵昕宇 (1991—), 女, 硕士研究生, 研究方向为微藻生物质能。E-mail: 429675908@qq.com

通信作者: 蔡禄, 教授。E-mail: nmcailu@163.com

大瓶颈是生产成本低,为了降低微藻的培养成本,利用废水及廉价的营养盐是关键。微藻生长过程中需要消耗大量的淡水资源和营养盐,城市生活废水因其排放比较集中、排放量大、富含氮磷无机盐等特点,具有为能源微藻培养供应水源的潜力。因此,利用城市生活废水培养微藻,不仅可以使废水资源化利用,还可以有效解决微藻培养的水源问题。

斜生栅藻 (*Scenedesmus obliquus*) 是一种常见的淡水微藻,属绿藻门,绿球藻目,栅藻科,栅藻属。由于具有生长速度快、环境耐受性强、氮磷利用率高等特点而被广泛用于废水培养和废水处理中^[3-5],同时也是迄今已知含油量较高的藻种之一^[6],可作为生产生物柴油的原料^[7]。利用包头市城市生活废水培养富油斜生栅藻,考察废水中补加营养盐对斜生栅藻生长及油脂积累的影响,探究其最佳营养盐条件,以期实现废水资源化利用的同时降低微藻培养成本。

1 材料与方法

1.1 废水来源

实验所用城市生活废水取自包头市北郊水质净化厂二级出水口,部分水质指标见表1。

表1 实验用水部分水质指标

pH	$\rho(\text{COD})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{BOD}_5)/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TP})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TN})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
7.12	31.5	5.6	6.46	17.9

1.2 藻种

实验藻种为斜生栅藻,由内蒙古自治区生物质能源化利用重点实验室所筛选、鉴定、保存。

1.3 微藻的培养

实验以250 mL三角瓶为反应器,城市生活废水为主体,配制不同质量浓度的废水培养基,装液量100 mL,以处于对数生长期的斜生栅藻为藻种,接种量5% (体积分数),放置光照强度5 000 Lx,光照周期为 $L/D=14/10$ (L 为明期, D 为暗期),温度为 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 的恒温光照培养箱中培养。

1.4 分析方法

a. 微藻生物量的测定。微藻生物量的测定采用浊度比色法^[8]、干重法^[9]。微藻在同一时刻的吸光度值与其细胞干重存在一定的线性关系,该实验藻株关系式为

$$Y = 1.621X \quad (1)$$

式中: Y 为生物量, g/L ; X 为680 nm的光吸收值。关系式的相关系数 R^2 为0.998。

b. 微藻油脂的测定。参照 Bligh-Dyer 法^[10]对微藻细胞进行总脂提取,以重量法测定并计算微藻

油脂含量。

c. 数据分析方法。实验结果数据采用 Excel 2007 及 SPSS Statistics 17.0 软件进行统计分析。

1.5 实验设计

1.5.1 5种营养盐对斜生栅藻生长的影响

以城市生活废水作为培养液,分别研究了 NaNO_3 、 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 Na_2CO_3 、 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 5种营养盐对斜生栅藻生长以及油脂积累的影响。在相同体积的城市生活废水中,分别加入上述不同质量浓度的营养盐,考察在不同质量浓度的营养盐条件下斜生栅藻的生长情况。各实验组加入的营养盐质量浓度情况见表2。

表2 各实验组加入营养盐情况

实验组	$\rho(\text{NaNO}_3)/(\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{Na}_2\text{CO}_3)/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
1	0	0	0	0	0
2	0.75	20	18.75	3	10
3	1.50	40	37.50	6	20
4	2.25	60	56.25	9	30
5	3.00	80	75.00	12	40
6	4.50	120	93.75	18	60
7			112.50		

1.5.2 5种营养盐对斜生栅藻生长和油脂积累的影响

参照正交试验法^[11]选用 $L18(3^7)$ 设计,在单因素实验的基础上进行正交实验,按表3中各水平分别加入营养盐。

表3 5种营养盐正交水平

水平	$\rho(\text{NaNO}_3)/(\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{Na}_2\text{CO}_3)/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
1	1.50	20	37.50	6	5
2	2.25	40	56.25	9	10
3	3.00	60	75.00	12	15

2 结果与分析

2.1 5种营养盐单因素补加浓度对斜生栅藻生长及油脂积累的影响

城市生活废水中含有的少量营养物质并不足以满足微藻的整个生长周期,因此利用废水作为微藻培养液时,适宜的营养盐补加显得至关重要,而微藻在不同环境中对不同营养盐的需求差异较大。几种主要营养盐的优化对废水培养微藻有着重大的意义。

2.1.1 NaNO_3

氮是微藻体内许多重要有机化合物的组成成分之一,在多方面影响着微藻的生长代谢过程。实验以 NaNO_3 为补加氮源,在废水中加入不同质量浓度的 NaNO_3 ,考察不同质量浓度的 NaNO_3 对斜生栅藻

生长及油脂积累的影响,结果见图1。

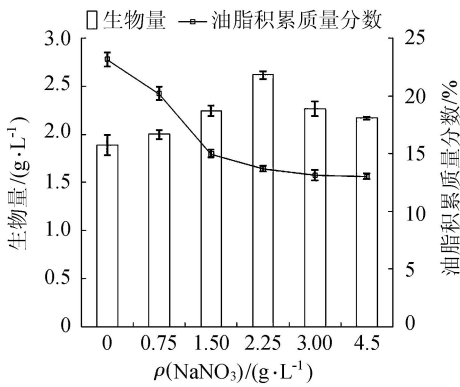


图1 NaNO_3 补加质量浓度对微藻生长及油脂积累的影响

从图1可知,随着 NaNO_3 补加质量浓度的增加,斜生栅藻生物量呈现先上升后下降的趋势,当补加的 NaNO_3 质量浓度为 2.25 g/L 时,斜生栅藻生物量达到最大 2.61 g/L,与其余各组间差异显著 ($P < 0.05$)。实验证明,过高的氮浓度并不能持续促进微藻的生长,反而会对微藻的生长产生抑制作用。因此,在城市生活废水环境下, NaNO_3 的最佳补加质量浓度为 2.25 g/L。

由图1中油脂曲线可知,斜生栅藻在低氮质量浓度下油脂含量较高,而低氮条件下会影响微藻生物量的积累并不利于微藻的生长。因此,对于以生物柴油原料为目的的微藻工业化生产来说,需要尽可能高地获得单位时间、单位体积的微藻生物量与油脂产量,对微藻生物量与油脂积累的亚适量研究是必不可少的。此外,实验也印证了诸多有关氮缺乏会导致微藻油脂大量积累的报道^[12-14]。

2.1.2 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$

实验以 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 为补加磷源,研究城市生活废水中 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 补加质量浓度对斜生栅藻生长及油脂积累的影响,结果见图2。

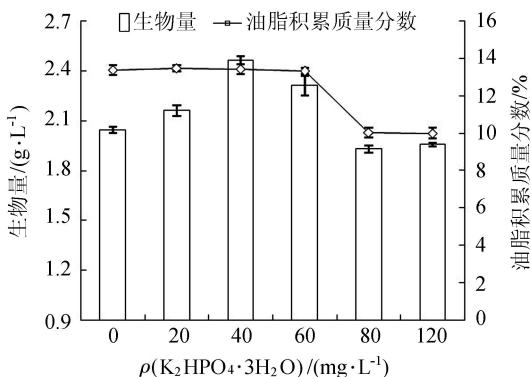


图2 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 补加质量浓度对微藻生长及油脂积累的影响

由图2可知,在城市生活废水环境下, $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 的补加质量浓度为 40 mg/L 时,斜生栅藻生物

量为最大,同时生物量与其余各组间差异显著 ($P < 0.05$)。因此,以微藻生物量为响应,最佳 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度为 40 mg/L。随着磷盐补加质量浓度的增加,微藻生物量逐渐降低甚至低于对照组。这可能是由于微藻细胞中需要磷元素参与合成的核酸、ATP 等含磷化合物含量较低,对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的需求量相对较小^[15],而过高的 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度会对微藻生长产生抑制。此外,废水中含有一定质量浓度的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (6.46 mg/L),而 BG-11 培养液中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 质量浓度为 5.3 mg/L,废水中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 原始质量浓度能满足微藻的正常生长但并不是最佳质量浓度。

图2中油脂曲线表明,在城市生活废水环境下, $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 补加质量浓度对斜生栅藻油脂积累影响不明显,而高质量浓度的 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 反而会影响其油脂的积累。这可能是由于高质量浓度 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 环境下,培养液中的氮磷比失调所致^[15]。

2.1.3 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

镁是叶绿素的组成成分,在叶绿素合成和光合作用中起重要作用^[16],镁还参与生物体内的氮代谢和活性氧代谢。实验选取 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 提供镁元素,研究废水中补加不同浓度的 Mg^{2+} 对斜生栅藻生长和油脂积累的影响,实验结果如图3所示。

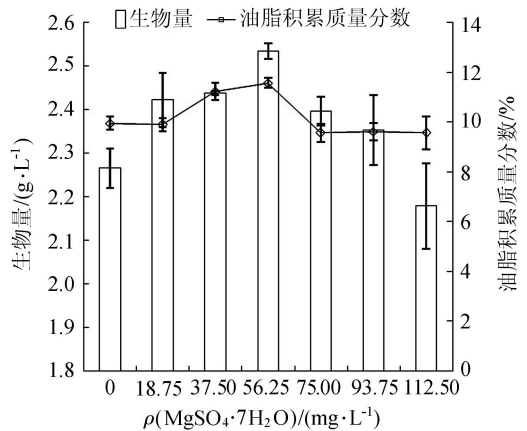


图3 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 补加质量浓度对微藻生长及油脂积累的影响

由图3可知,随着 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 补加质量浓度的增加,微藻生物量呈现出先上升后下降的趋势。当 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 补加质量浓度为 56.25 mg/L 时,微藻生物量最大为 2.53 g/L,同其余各组间差异显著 ($P < 0.05$),油脂含量也处于各组间最高。总体来说,适宜的 Mg^{2+} 浓度能够很好地促进斜生栅藻生物量和油脂的积累。因此, Mg^{2+} 适宜的补加质量浓度为 56.25 mg/L。

2.1.4 FeCl₃ · 6H₂O

铁在微藻体内以各种形式与蛋白质结合,作为重要的电子传递体或催化剂,参与微藻细胞内许多生命活动。实验以 FeCl₃ · 6H₂O 为补加铁盐,考察了废水中补加不同浓度的 Fe³⁺对斜生栅藻生长和油脂积累的影响,结果如图 4 所示。

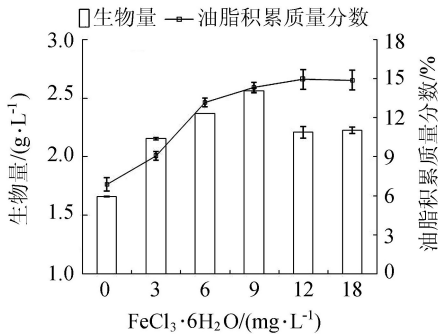


图 4 FeCl₃ · 6H₂O 补加质量浓度对微藻生长及油脂积累的影响

由图 4 可知,Fe³⁺对斜生栅藻生长和油脂积累均有显著影响。其中在未补加 Fe³⁺(对照组)的培养液中,微藻生物量及油脂含量均为最低,这可能是因为培养液中缺铁导致微藻细胞中光合作用相关酶和电子传递受阻,影响微藻的正常生长和代谢。而 FeCl₃ · 6H₂O 质量浓度为 9 mg/L 时,微藻生物量最大,可达 2.57 g/L,持续增加 Fe³⁺浓度时微藻生物量开始降低,表现出高浓度抑制的现象。此外,油脂曲线表明,适宜的高浓度 Fe³⁺可以在一定程度上促进微藻油脂的积累,这与相关报道的高铁环境能够促进微藻油脂积累相符^[17-18]。综上,在废水中 FeCl₃ · 6H₂O 最佳补加质量浓度为 9 mg/L。

2.1.5 Na₂CO₃

碳元素含量占微藻干细胞的 40% ~ 50%,是细胞生长的主要元素之一。微藻生长所需的碳源可分为无机碳源和有机碳源,影响藻细胞生长和脂类、糖类物质的积累。实验以 Na₂CO₃ 为碳源,考察了废水中补加不同质量浓度的 Na₂CO₃ 对斜生栅藻生长和油脂积累的影响,结果如图 5 所示。

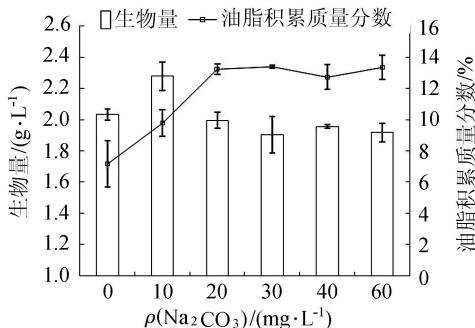


图 5 Na₂CO₃ 补加质量浓度对微藻生长及油脂积累的影响

由图 5 可知,未补加碳源(对照组)微藻生物量能达到 2.03 g/L,当补加 Na₂CO₃ 质量浓度为 10 mg/L 时,微藻生物量最高,可达 2.28 g/L,与其余各组间差异显著($P < 0.05$)。BG-11 培养液中 Na₂CO₃ 的质量浓度为 20 mg/L,说明废水中含有一定浓度的碳源可供微藻生长代谢,补加少量 Na₂CO₃ 时,微藻处于最佳生长状态。此外,在不同碳浓度条件下对微藻油脂含量测定可知,在低浓度碳源下,微藻油脂含量较低,随着 Na₂CO₃ 质量浓度增加,其油脂的积累在 20 mg/L 时达到最高,之后高质量浓度的 Na₂CO₃ 对微藻油脂积累影响不明显。而高碳浓度对微藻生长的抑制现象可能是由于培养液中碳磷比变化所致,合适的碳磷比可以很好地促进微藻生物量和油脂的积累^[19],这也是当前微藻培养优化的研究热点之一。

2.2 营养盐正交试验结果

表 4 为以生物量为响应的 L18(3⁷) 营养盐正交实验的结果,表 5 为正交实验结果的方差分析。

表 4 以生物量为响应的 L18(3⁷) 正交实验结果

实验方案	NaNO ₃	K ₂ HPO ₄ · 3H ₂ O	MgSO ₄ · 7H ₂ O	FeCl ₃ · 6H ₂ O	Na ₂ CO ₃	实验结果
1	1	1	1	1	1	1.405
2	1	2	2	2	2	1.551
3	1	3	3	3	3	1.411
4	2	1	1	2	2	1.553
5	2	2	2	3	3	1.584
6	2	3	3	1	1	1.488
7	3	1	2	1	3	1.465
8	3	2	3	2	1	1.526
9	3	3	1	3	2	1.405
10	1	1	3	3	2	1.423
11	1	2	1	1	3	1.457
12	1	3	2	2	1	1.469
13	2	1	2	3	1	1.470
14	2	2	3	1	2	1.521
15	2	3	1	2	3	1.552
16	3	1	3	2	3	1.487
17	3	2	1	3	1	1.464
18	3	3	2	1	2	1.471
均值 1	1.453	1.467	1.473	1.468	1.470	
均值 2	1.528	1.517	1.502	1.523	1.487	
均值 3	1.470	1.466	1.476	1.459	1.493	
极差 R	0.075	0.051	0.029	0.064	0.023	

表 5 正交实验结果方差分析

因素	平方和	自由度	F 比	显著性
NaNO ₃	0.019	2	19	$P < 0.05$ *
K ₂ HPO ₄ · 3H ₂ O	0.010	2	10	$P < 0.05$ *
MgSO ₄ · 7H ₂ O	0.003	2	3	$P > 0.05$
FeCl ₃ · 6H ₂ O	0.014	2	14	$P < 0.05$ *
Na ₂ CO ₃	0.002	2	2	$P > 0.05$

注: * 表示具有显著影响。

由表 4 中 5 个因素的极差 R 值可知,在城市生活废水中 5 种营养盐对斜生栅藻生物量积累的影响

程度大小: $\text{NaNO}_3 > \text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} > \text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O} > \text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} > \text{Na}_2\text{CO}_3$ 。由表 5 方差分析可知, NaNO_3 、 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度水平对斜生栅藻生长影响显著, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 和 Na_2CO_3 对其影响不显著。此外, 由 5 个因素的均值可知, 营养盐的最优水平组合为: NaNO_3 的质量浓度为 2.25 g/L, $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度为 40 mg/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度为 56.25 mg/L, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度为 9 mg/L, Na_2CO_3 质量浓度为 15 mg/L。在正交实验中, 5 种营养盐中 Na_2CO_3 的最适质量浓度较单因素实验中的生物量最高的 Na_2CO_3 质量浓度要大, 这可能是由于各因素间的交互作用所致。以正交实验分析所得的最适优化组合培养基对斜生栅藻进行培养, 可以获得最高的生物量积累。

2.3 优化前后的生长对比

为了进一步验证在城市生活废水中, 补加营养盐最佳浓度条件下斜生栅藻的生长状况, 将经正交试验所得的营养盐条件与 BG-11 基础培养条件以及废水原液分别进行微藻整个生长周期的培养, 实验结果如图 6 所示。

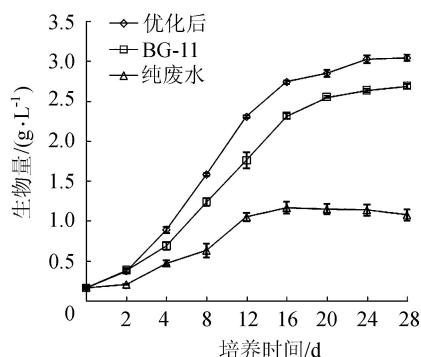


图 6 斜生栅藻在不同培养条件的生长情况

由图 6 可知, 斜生栅藻均能在 3 种不同培养条件下生长, 各组间生物量差异显著 ($P < 0.05$)。其中优化后的废水培养基与 BG-11 培养基生长趋势相当。在未经处理的废水原液中, 斜生栅藻生物量最大仅为 1.08 g/L, 而优化后的废水培养体系下, 斜生栅藻生长趋势明显好于其余两组, 且稳定期收获的生物量最大, 可达 3.04 g/L, 是废水原液条件下的 2.8 倍。因此, 在城市生活废水环境中, 适当的补加营养盐可以很好地促进斜生栅藻的生长, 最大化利用废水资源, 降低微藻培养成本, 对工业化生产具有重要意义。

3 结论

a. 在城市生活废水中补加 5 种营养盐, 以生物量为响应最佳补加质量浓度为 NaNO_3 2.25 g/L, $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 40 mg/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 56.25 mg/L,

$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 9 mg/L, Na_2CO_3 15 mg/L, 在此条件下斜生栅藻长势良好, 生物量可达 3.04 g/L, 远高于废水原液条件。

b. 城市生活废水中自身含有的磷、碳基本满足微藻正常的生长和油脂代谢, 适量添加可以更好地促进其生长, 在缺氮或低氮条件下更有利于微藻油脂的积累, 较高浓度的 Fe^{3+} 也可以在一定程度上促进微藻油脂的积累。

利用城市生活废水来培养富油的微藻, 可以实现废水的资源化利用与微藻的低成本培养。后续对藻类生物质的多用途开发和利用可以充分实现其经济效益, 具有广阔的工业化应用前景。

参考文献:

- [1] PALLIGARNAI T, VASUDEVAN M B. Biodiesel production: current state of the art and challenges [J]. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology, 2008, 35(5): 421-430.
- [2] 傅晓娜, 姚刚. 微藻污水处理与生物质耦合技术综述 [J]. 绿色科技, 2011, 11(11): 100-104. (FU Xiaona, YAO Gang. The review of microalgae coupling technology of waste water treatment with biomass energy [J]. Journal of Green Science and Technology, 2011, 11(11): 100-104. (in Chinese))
- [3] ZHANG E D, WANG B, WANG Q, et al. Ammonia-nitrogen and orthophosphate removal by immobilized *Scenedesmus sp.* isolated from municipal wastewater for potential use in tertiary treatment [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(9): 3787-3793.
- [4] ALVA M S D, LUNA-PABELLO V M, CADENA E, et al. Green microalga *Scenedesmus acutus* grown on municipal wastewater to couple nutrient removal with lipid accumulation for biodiesel production [J]. Bioresource Technology, 2013, 146: 744-748.
- [5] LI X, HU H Y, YANG J. Lipid accumulation and nutrient removal properties of a newly isolated freshwater microalga, *Scenedesmus sp.* LX1, growing in secondary effluent [J]. New Biotechnology, 2010, 27(1): 59-63.
- [6] 岳龙, 付秋果, 张素芬, 等. 栅藻的优化培养基脂质提取方法研究 [J]. 核农学报, 2012, 26(6): 894-899. (YUE Long, FU Qiuguo, ZHANG Sufen, et al. Optimization of culture conditions and lipid extraction methods of *Scenedesmus sp.* [J]. Journal of Nuclear Agricultural Science, 2012, 26(6): 894-899. (in Chinese))
- [7] SINGH A, NIGAM P S, MURPHY J D. Renewable fuels from algae: an answer to debatable land based fuels [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(1): 10-16.
- [8] MANDOTRA S K, KUMAR P, SUSEELA M R, et al. Fresh water green microalga *Scenedesmus abundans*: a potential

feedstock for high quality biodiesel production [J]. *Bioresource Technology*,2014,156:42-47.

[9] HO S H, CHEN C Y, YE H K L, et al. Characterization of photosynthetic carbon dioxide fixation ability of indigenous *Scenedesmus obliquus* isolates [J]. *Biochemical Engineering*,2010,53(1):57-62.

[10] BLIGH G, DYER W J. A rapid method lipid extraction and purification [J]. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*,1959,37(8):911-923.

[11] 倪海尔. 生物试验设计与分析 [M]. 北京: 科学出版社, 2013:156-160.

[12] HANSSON L, DOSTALEK M. Influence of cultivation conditions on lipid production by *Cryptococcus albidus* [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1986, 24 (1):12-18.

[13] ABDELAZIZ A E M, LEITE G B, BELHAJ M A, et al. Screening microalgae native to Quebec for wastewater treatment and biodiesel production [J]. *Bioresource Technology*,2014,157:140-148.

[14] LIN Q, LIN J D. Effects of nitrogen source and

concentration on biomass and oil production of a *Scenedesmus rubescens* like microalga [J]. *Bioresource Technology*,2011,102(2):1615-1621.

[15] 鲍亦璐. 微藻培养过程的营养优化与控制研究 [D]. 广州: 华南理工大学, 2012:4-9.

[16] HUBER S C, MAURY W. Effects of magnesium on intact chloroplasts [J]. *Plant Physiology*,1980,65(2):350-354.

[17] LIN Q, GU N, LIN J D. Effect of ferric ion on nitrogen consumption, biomass and oil accumulation of a *Scenedesmus rubescens*-like microalga [J]. *Bioresource Technology*,2012,112:242-247.

[18] LIU Z Y, WANG G C, ZHOU B C. Effect of iron on growth and lipid accumulation in *Chlorella vulgaris* [J]. *Bioresource Technology*,2008,99(11):4717-4722.

[19] CHEN F, JOHNS M R. Effect of C/N ratio and aeration on the fatty acid composition of heterotrophic *Chlorella sorokiniana* [J]. *Journal of Applied Phycology*, 1991, 3 (3):203-209.

(收稿日期:2015 -05 -26 编辑:王 芳)

(上接第 13 页)

参考文献:

[1] 苏耀明, 苏小四. 地下水水质评价的现状与展望 [J]. *水资源保护*,2007,23(2):4-9. (SU Yaoming, SU Xiaosi. Present situation and prospecting of groundwater quality evaluation [J]. *Water Resources Protection*, 2007, 23 (2):4-9. (in Chinese))

[2] 厉艳君, 杨木壮. 地下水水质评价方法综述 [J]. *地下水*,2007,29(5):19-24. (LI Yanjun, YANG Muzhuang. A review of groundwater quality evaluation methods [J]. *Groundwater*,2007,29(5):19-24. (in Chinese))

[3] 倪深海, 白玉慧. BP 神经网络模型在地下水水质评价中的应用 [J]. *系统工程理论与实践*,2000(8):124-127. (NI Shenhai, BAI Yuhui. Application of BP neural network model in groundwater quality evaluation [J]. *Systems Engineering-Theory & Practice*, 2000 (8):124-127. (in Chinese))

[4] 白玉娟, 殷国栋. 地下水水质评价方法与地下水研究进展 [J]. *水资源与水工程学报*,2010,21(3):115-123. (BAI Yujuan, YIN Guodong. Evaluation method and research progress for groundwater quality [J]. *Journal of Water Resources & Water Engineering*,2010,21(3):115-123. (in Chinese))

[5] 陈宇, 束龙仓. 基于五元联系数的济宁市漏斗区承压水水质现状评价 [J]. *水电能源科学*,2010,28(8):27-29. (CHEN Yu, SHU Longcang. Confined water quality evaluation for cone of depression in Jining City based on

five-element connection number [J]. *Water Resources and Power*,2010,28(8):27-29. (in Chinese))

[6] 束龙仓, 朱元牲. 地下水资源评价中的不确定性因素分析 [J]. *水文地质工程地质*,2000(6):6-8. (SHU Longcang, ZHU Yuansheng. Analysis of the uncertainties in the groundwater resources evaluation [J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*,2000(6):6-8. (in Chinese))

[7] 束龙仓, 朱元牲, 孙庆义, 等. 地下水资源评价结果的可靠性探讨 [J]. *水科学进展*,2000,11(1):21-24. (SHU Longcang, ZHU Yuansheng, SUN Qingyi, et al. Reliability analysis of groundwater resources evaluation results [J]. *Advances in Water Science*, 2000, 11 (1):21-24. (in Chinese))

[8] 束龙仓, 朱元牲, 孙庆义, 等. 地下水允许开采量确定的风险分析 [J]. *水利学报*,2000(3):77-81. (SHU Longcang, ZHU Yuansheng, SUN Qingyi, et al. Risk analysis of groundwater allowable withdrawal evaluation [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*,2000(3):77-81. (in Chinese))

[9] POETER E P, ANDERSON D. Multi-model ranking and inference in ground water modeling [J]. *Ground Water*, 2005,43(3):597-605.

[10] JENNIFER A H, JOSEPH G I. Bayesian predictive simultaneous variable and transformation selection in the linear model [J]. *Computational Statistics & Data Analysis*,1998,28:87-103.

[11] GB/T14848 地下水质量标准 [S].

(收稿日期:2015 -05 -20 编辑:徐 娟)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.009

基于萤火虫算法和熵权法的水资源优化配置

张凯, 沈洁

(河海大学计算机与信息学院, 江苏南京 211100)

摘要:以经济、社会、环境综合效益最大为目标建立多目标水资源优化配置模型,利用熵权法计算得到多目标的客观权重系数,采用主观权重与客观权重相结合的方式得到综合权重,避免了仅由人的主观因素确实权重而形成的偏差,结合实例利用萤火虫算法对所建立的模型进行仿真。结果表明:萤火虫算法具有较快的收敛速度和较高的寻优性能,能有效地找到最优解,为解决复杂水资源优化配置问题提供了新思路。

关键词:萤火虫算法;熵权法;综合权重;水资源;优化配置

中图分类号:TV213 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0050-04

Optimal allocation of water resources based on firefly algorithm and entropy method

ZHANG Kai, SHEN Jie

(College of Computer and Information Technology Engineering, Hohai University, Nanjing 211100, China)

Abstract: A multi-objective model of optimal allocation of water resources was set up based on the maximum overall goals with regard to economic, social, and environmental benefits. The objective weighting factor was obtained with the entropy method, and the comprehensive weight was obtained through a combination of subjective and objective weights, avoiding the weight distribution deviation caused by subjective factors. The firefly algorithm was used to solve the model in a case study. The results show that the algorithm has a higher convergence speed and higher capability in finding the optimal solution, and thus can provide a new method of dealing with complex optimal allocation of water resources.

Key words: firefly algorithm; entropy method; comprehensive weight; water resources; optimal allocation

随着经济社会的发展和环境的变化,水资源短缺问题日益严峻,水资源优化配置已成为水资源科学发展的必然趋势。由于水资源多目标确定的标准没有明显的界线,指标、指标权重的选择等都具有模糊性和不确定性,单项指标的评价会因遗漏有用信息而导致偏差。笔者将信息论中熵值理论应用于水资源优化配置,建立基于熵权法^[1]的多目标水资源优化配置模型,把熵权所反映的客观权重与主观权重相结合确定出综合权重,兼顾主观偏好与客观属性,使评价结果更加合理。近年来许多学者对水资源优化配置模型求解进行了深入研究^[2-6],其中智能优化算法已在该领域得到广泛应用^[4-6]。比如遗传算法^[4]、蚁群算法^[5]、粒子群算法^[6]已经被应用到

水资源优化配置模型的求解中。新的智能优化算法——萤火虫算法(firefly algorithm, FA)被提出并得到了应用^[7-9],但该算法解决水资源优化配置的研究尚较少,笔者利用可变步长萤火虫算法建立水资源优化配置模型,丰富了智能优化算法在复杂水资源优化配置中的应用。

1 多目标水资源优化配置模型

水资源优化配置的一般模型为

$$\begin{cases} Z = \max \{ F(x) \} \\ G(x) \leq 0 \\ x \geq 0 \end{cases} \quad (1)$$

式中: Z 为综合效益最大值; $F(x)$ 为综合效益函数;

$G(x)$ 为约束条件集; x 为决策变量。

1.1 目标函数

先把研究区分为多个不同的子区,每个子区包含多个供水水源和多个需水用户。根据区域内各水源的供水范围,又可将水源划分成两类^[4]:公共水源和独立水源。不失一般性,假设区域内有 K 个子区,子区 k 内有 $I(k)$ 个独立水源, $J(k)$ 个用水部门,区域内共有 M 个公共水源。水资源优化配置的最终目标是水资源与经济、社会、生态环境和谐发展,因此构建目标函数:

$$F(x) = \text{opt}[f_1(x), f_2(x), f_3(x)] \quad (2)$$

式中: $F(x)$ 为综合效益函数; $f_1(x)$ 、 $f_2(x)$ 、 $f_3(x)$ 分别为社会效益、经济效益、环境效益函数。

为了便于对优化模型进行求解,对式(2)中的3个变量进行加权求和:

$$F(x) = \sum_{j=1}^3 \omega_j^* f_j(x) \quad (3)$$

式中, ω_j^* 为综合权重系数,表示第 j 个目标相对于其他目标的重要性程度。

a. 经济效益函数 $f_1(x)$ 以区域供水带来的直接经济效益最大来表示。

$$f_1(x) = \max \left\{ \sum_{k=1}^K \sum_{j=1}^{J(k)} \left[\sum_{i=1}^{I(k)} (e_{ij}^k - c_{ij}^k) x_{ij}^k \alpha_{ij}^k + \sum_{m=1}^M (e_{mj}^k - c_{mj}^k) x_{mj}^k \alpha_{mj}^k \right] \beta_j^k \sigma_j^k \right\} \quad (4)$$

式中: x_{ij}^k 、 x_{mj}^k 分别为独立水源 i 、公共水源 m 给 k 子区 j 用户供水量, m^3 ; e_{ij}^k 、 e_{mj}^k 分别为独立水源 i 、公共水源 m 给 k 子区 j 用户供水的效益系数, $\text{元}/\text{m}^3$; c_{ij}^k 、 c_{mj}^k 分别为独立水源 i 、公共水源 m 给 k 子区 j 用户供水费用系数, $\text{元}/\text{m}^3$; α_{ij}^k 、 α_{mj}^k 分别为独立水源 i 、公共水源 m 给 k 子区 j 用户供水持续系数; β_j^k 为 k 子区 j 用户的权重系数; σ_j^k 为 k 子区 j 用户的用水公平系数。

b. 社会效益函数 $f_2(x)$ 采用区域总缺水量最小来间接反映社会效益。

$$f_2(x) = \min \left\{ \sum_{k=1}^K \sum_{j=1}^{J(k)} \left[D_j^k - \left(\sum_{i=1}^{I(k)} x_{ij}^k + \sum_{m=1}^M x_{mj}^k \right) \right] \right\} \quad (5)$$

式中, D_j^k 为 k 子区 j 用户的需水量, m^3 。

c. 生态环境效益函数 $f_3(x)$ 选用重要污染物的排放量最小表示环境效益。因各地的排污情况不同,重要污染物的选择也应有所区别,可以选择 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、石油类、汞(Hg)等,假设污染物总数共有 N 种。

$$f_3(x) = \min \left[0.01 \sum_{k=1}^K \sum_{j=1}^{J(k)} \sum_{n=1}^N \rho_{jn}^k \theta_{jn}^k \left(\sum_{i=1}^{I(k)} x_{ij}^k + \sum_{m=1}^M x_{mj}^k \right) \right] \quad (6)$$

式中: ρ_{jn}^k 为 k 子区 j 用户的排放重要污染物 n 的质量浓度, mg/L ; θ_{jn}^k 为 k 子区 j 用户排放重要污染物 n 的排放系数。

1.2 约束条件

1.2.1 供水、需水约束

供水约束、需水约束可以参考文献[4]中关于模型约束条件的说明确定。

1.2.2 协调发展约束

区域发展的协调程度是反映区域可持续发展的协调状态水平的指标,是对经济、社会、生态环境发展水平和状态相互协调程度的度量。可通过设置区域协调度最低值来约束区域发展程度:

$$\begin{cases} \mu \geq \mu_0 & (7) \\ \mu = \sqrt{\mu_1 \mu_2} & (8) \end{cases}$$

$$\text{其中 } \mu_1 = \begin{cases} 1.0 & \lambda \geq \lambda_0 \\ \exp[-4(\lambda - \lambda_0)^2] & \lambda < \lambda_0 \end{cases} \quad (9)$$

$$\lambda = \sum_{k=1}^K u_k \xi_k \quad (10)$$

$$\xi_k = \sum_{j=1}^{J(k)} \left(\sum_{i=1}^{I(k)} x_{ij}^k + \sum_{m=1}^M x_{mj}^k \right) / \sum_{j=1}^{J(k)} D_j^k \quad (11)$$

$$\mu_2 = \frac{\sum_{k=1}^K [(T_k^0/P_k^0)/(T_k/P_k)]}{e^{1-A}} \quad (12)$$

式中: μ 为区域协调度; μ_0 为区域协调度最低值; μ_1 为水资源利用与区域经济发展的协调度; μ_2 为经济发展与水环境质量改善的协调度; λ_0 为水资源利用与经济发展的最佳比值; λ 为所有子区供水量与需水量之比的加权和; ξ_k 为 k 子区供水量与需水量之比; u_k 为 λ_k 的相对权重; T_k^0 、 T_k 分别为 k 子区基准年和规划水平年的国内生产总值,元; P_k^0 、 P_k 分别为 k 子区基准年和规划水平年的总人口,人; A 为水环境综合指数。

2 综合权重系数

水资源优化配置是多目标优化问题,怎样区分实际模型中不同目标的重要性,就是要确定多目标的权重系数。熵权法是由综合指标的重要性和指标提供的信息量这两方面来确定各指标的最终权重的,是客观权重。本文采用主观和客观相结合的方式确定水资源多目标的权重系数,称之为综合权重系数。求解各指标综合权重系数的过程为

a. 构造 m 个待评项目, n 个评价指标,形成原始数据矩阵 X :

$$X = (x_{ij})_{m \times n} \quad i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n \quad (13)$$

b. 对矩阵 X 归一化得到矩阵 R :

$$R = (r_{ij})_{m \times n} \quad i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n \quad (14)$$

式中, r_{ij} 为第 j 个评价对象在第 i 个评价指标上的标准值, $r_{ij} \in [0, 1]$ 。

对于大者为优的收益性指标:

$$r_{ij} = \frac{x_{ij} - \min_j(x_{ij})}{\max_j(x_{ij}) - \min_j(x_{ij})} \quad (15)$$

而对于小者为优的成本性指标:

$$r_{ij} = \frac{\max_j(x_{ij}) - x_{ij}}{\max_j(x_{ij}) - \min_j(x_{ij})} \quad (16)$$

c. 计算第 j 个指标下第 i 个项目的指标值的概率:

$$p_{ij} = r_{ij} / \sum_{i=1}^m r_{ij} \quad (17)$$

d. 计算第 j 个指标的熵值 e_j :

$$e_j = -\lambda \sum_{i=1}^m p_{ij} \ln p_{ij} \quad (18)$$

其中

$$\lambda = \frac{1}{\ln m} \quad (19)$$

e. 计算第 j 个指标的熵权 ω_j :

$$\omega_j = (1 - e_j) / \sum_{k=1}^n (1 - e_k) \quad (20)$$

$$0 \leq \omega_j \leq 1 \quad \sum_{j=1}^n \omega_j = 1$$

f. 确定指标的综合权重。熵权是客观权重, 而主观权重可以反映专家组对评价指标的偏好。将两者结合既可反映客观情况, 又可以体现专家组对评价指标的偏好。假设评估者将主观权重确定为 $\alpha_j, j=1, 2, \dots, n$, 结合指标的熵权 ω_j 就可以得到指标 j 的综合权重 ω_j^* :

$$\omega_j^* = \frac{\alpha_j \omega_j}{\sum_{i=1}^m \alpha_i \omega_i} \quad (21)$$

3 萤火虫算法

萤火虫算法是由 YANG^[7] 于 2008 年提出的一种新型智能优化算法, 来源于对萤火虫群体行为的简化和模拟。在萤火虫算法中, 每个萤火虫代表问题的一个可行解, 并把解的适应度表征为该萤火虫的亮度(荧光素值), 每次迭代每个萤火虫在其感知范围内搜索比自身亮的个体构建邻域集并以轮盘赌的方式随机向其移动, 所有萤火虫移动完后, 根据自身邻域集大小更新各自感知半径, 同时更新亮度进入下一轮迭代。通过多次迭代, 萤火虫将聚集在多个较亮个体周围。以连续函数优化为例说明可变速

长萤火虫算法步骤如下:

步骤 1: 设定算法参数如最大迭代次数等。在解空间内随机构建 $m \in N$ 个可行解 $\vec{x}_1, \vec{x}_2, \dots, \vec{x}_m$, 其中 $\vec{x}_i = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{id}), 1 \leq i \leq m$, 它们分别对应 m 个萤火虫的位置。

步骤 2: 初始化萤火虫 i 的初始亮度 $l_i(t)$ (t 为算法迭代次数) 为目标函数 $f(\vec{x})$ 在该处的函数值(萤火虫的适应度); $l_i(t) = f(\vec{x}_i)$, 初始化感知半径 $r_i(t)$ 为适当的随机数。

步骤 3: 萤火虫 i 按式(22) 构建比自身亮的个体的领域集 N_i :

$$N_i(t) = \{x_j \mid l_j(t) < l_i(t), \|\vec{x}_j(t) - \vec{x}_i(t)\| < r_i(t)\} \quad (22)$$

$$\|\vec{x}_j(t) - \vec{x}_i(t)\| = \sqrt{\sum_{k=1}^d (x_{ik} - x_{jk})^2} \quad (23)$$

步骤 4: 萤火虫 i 通过概率 p_{ij} 以轮盘赌的方式向领域集 N_i 中的萤火虫 j 移动:

$$p_{ij}(t) = \frac{l_j(t) - l_i(t)}{\sum_{k \in N_i(t)} l_k(t) - l_i(t)} \quad j \neq i \quad (24)$$

移动公式为

$$\vec{x}_i(t+1) = \vec{x}_i(t) + s \left(\frac{\vec{x}_j(t) - \vec{x}_i(t)}{\|\vec{x}_j(t) - \vec{x}_i(t)\|} \right) \quad (25)$$

式中, s 为移动步长。

为了提高搜索速度, 更快搜索寻优, 采用可变速步长的迭代方法, s 按照式(26) 调整步长:

$$s(t) = s_{\max} e^{-c t} \quad (26)$$

其中

$$c = \frac{1}{t_{\max}} \ln \left(\frac{s_{\min}}{s_{\max}} \right) \quad (27)$$

式中: g_t 和 t_{\max} 分别为当前迭代次数和最大迭代次数; s_{\max} 和 s_{\min} 分别为 s 的最大值和最小值。

步骤 5: 萤火虫按照式(28) 更新感知半径:

$$r_i(t+1) = \min \{r_i, \max[0, r_i(t) + \beta(n_i - |N_i(t)|)]\} \quad (28)$$

式中: β 为动态决策域更新率; n_i 为邻域集内包含的萤火虫群数目的阈值; $N_i(t)$ 为集合所包含元素个数。

步骤 6: 萤火虫按照式(29) 更新亮度:

$$l_i(t+1) = (1 - \rho) l_i(t) + \gamma f(\vec{x}_i(t+1)) \quad (29)$$

式中: ρ 为荧光素挥发因子, $\rho \in (0, 1)$; γ 为荧光素更新因子, $\gamma \in (0, 1)$; $f(\vec{x}_i(t))$ 为萤火虫 i 的适应度。

步骤 7: 如迭代达到规定次数或当前最优解符

合期望,算法完成,否则执行步骤3。

4 实例分析

以安徽省茨淮新河工程管理局所在地蚌埠市怀远县区域内水资源优化配置为例,计算多目标的综合权重,用可变步长萤火虫算法对建立的模型进行求解,并与基本遗传算法求解结果进行比较。

4.1 综合权重系数确定

要得到经济、社会、环境的综合权重,则评价项目为经济、社会、环境,对于评价指标本文以国民经济不同行业为依据,参照国家统计局列出的国民经济行业分类(包括农、林、牧、渔业,制造业、建筑业、金融业等),调查并统计各行业对经济、社会、环境的贡献值,从而确定单因子隶属度,得到单因子评价矩阵,以此作为原始数据计算熵值、熵权,得到客观权重;再通过专家打分取平均值的方式得到主观权重。按照上文介绍的方法计算得到的熵值、熵权、综合权重如表1所示。

表1 多目标效益权重

目标	熵值	熵权	综合权重
经济效益	0.5061	0.2852	0.3031
社会效益	0.9053	0.5042	0.4914
环境效益	0.3630	0.2106	0.2055

4.2 模型参数确定

首先结合区域内实际情况确定模型中参数,部分参数可以参考文献[4]中关于模型参数确定的说明来确定。萤火虫算法中最大迭代次数取2000次,荧光素挥发因子取0.4,荧光素更新因子取0.6,动态决策域更新率取0.08。

4.3 模型求解结果及分析

根据往年的供水量与需水量历史数据资料,通过指标分析法对2015年、2025年、2035年的供水量与需水量进行预测。给定相同水资源优化配置模型初始参数值,分别用基本遗传算法和可变步长萤火虫算法在2015年75%保证率下对本例求解综合效益最优值(为了便于观察综合效益用相对值表示)。实验结果表明,两种算法平均分别需迭代1470次和1010次左右才能获得稳定最优解,两种算法结果比较见图1。图1表明平均情况下,可变步长萤火虫算法在水资源优化配置模型求解中比基本遗传算法收敛速度快。

利用萤火虫算法求解不同水平年不同保证率下的水资源优化配置模型。限于篇幅本文只列出各水平年50%、75%保证率下水资源优化配置结果(表2)。由表2可见,相同水平年在50%、75%保证率下,综合效益整体呈现上升趋势,说明水资源优化配置结果在经济、社会、环境方面朝更加和谐的方向发

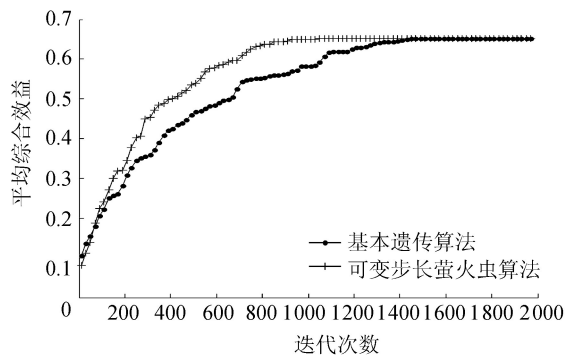


图1 2015年75%保证率下两种算法求解平均综合效益最优值比较

展。同时可以看出2015年、2025年和2035年的社会效益(即需水量)呈增大趋势,由于实际供水量并无多大变化,直接导致缺水率增大,这就迫切需要通过节约用水、科学调水等措施减少水资源浪费,提高水资源利用效率和效益,实现水资源可持续利用和经济社会可持续发展的最终目标。

表2 不同水平年50%、75%保证率下水资源优化配置结果

保证率/%	水平年	经济效益/万元	社会效益/万m ³	环境效益/万t	缺水率/%	综合目标效益
50	2015	16851.42	605.47	41.70	1.21	0.5823
	2025	20692.07	862.75	52.33	6.07	0.6995
	2035	23709.65	1083.64	59.64	9.74	0.8644
75	2015	21384.45	785.29	54.25	2.08	0.6515
	2025	27477.00	1387.30	68.29	7.47	0.7603
	2035	31593.11	1630.88	76.94	10.86	0.9225

5 结语

对建立的多目标水资源优化配置模型利用熵权法确定客观权重,并采用主客观相结合的方式得到多目标的综合权重系数,兼顾了主观偏好与客观属性,加深了熵权法的应用。另外笔者首次采用了萤火虫算法对水资源优化配置模型进行优化计算,萤火虫算法简单、收敛速度快,并且优化配置结果合理可行,丰富了复杂水资源优化配置研究的方法与思路。但对于模型与算法中参数的精度和灵敏性还需要进行分析,如模型或算法中选取的参数发生变化,计算结果是否会有明显的改变,有待进一步研究。

参考文献:

[1] 章穗,张梅,迟国泰. 基于熵权法的科学技术评价模型及其实证研究[J]. 管理学报, 2010,7(1):34-42. (ZHANG Sui, ZHANG Mei, CHI Guotai. The science and technology evaluation model based on entropy weight and empirical search during the 10th five-year of China[J]. Chinese Journal of Management, 2010,7(1):34-42. (in Chinese))

(下转第63页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.010

和谐论在水资源承载力综合评价中的应用

孟珍珠¹, 唐德善¹, 魏宇航¹, 张范平²

(1. 河海大学水利水电学院, 江苏 南京 210098; 2. 江西省水利科学研究院, 江西 南昌 330029)

摘要:以人水和谐的理论为核心,以“健康、发展、协调”为 3 大量化准则,构建了基于和谐论的水资源承载力评价指标体系。并以阜阳市为例,构造层次分析-模糊综合评判模型对该市各县区的水资源承载力进行综合评价。结果表明,阜阳市整体水资源承载力较差,且各县区水资源的承载能力不均衡,沿淮县市情况相对较好。

关键词:水资源承载力;和谐论;模糊综合评价;层次分析法

中图分类号:TV122 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0054-05

Application of harmony theory to evaluation of water resources carrying capacity

MENG Zhenzhu¹, TANG Deshan¹, WEI Yuhang¹, ZHANG Fanping²

(1. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. Jiangxi Institute of Water Science and Technology, Nanchang 330029, China)

Abstract: According to the core concept of human-water harmony and the criteria of health, development, and harmony, we established a water resources carrying capacity evaluation index system based on the harmony theory. Taking Fuyang City as a case study, we built the AHP-fuzzy comprehensive evaluation model to assess the water resources carrying capacity of the counties and districts in Fuyang City. The results show that the city has poor water resources carrying capacity on the whole, and the capacity is unbalanced in the counties and districts; the situation in the counties and cities near the Huaihe River is better than in those far away from the river.

Key words: water resources carrying capacity; harmony theory; fuzzy comprehensive evaluation; AHP

城市是社会发展的主要区域,水资源是城市发展的必备条件,而水资源承载力是指导城市生态建设和制定经济发展规划的基础。城市的迅速发展导致水问题越来越严峻,给水资源带来了巨大压力,水资源在社会经济发展中的角色也愈发重要。从 20 世纪 80 年代起,许多学者开展了人-水之间相互关系的研究,也已有诸多学者采用不同方法、不同模型,如常规趋势法、系统动力学法、综合评价法及多目标分析法等,从不同角度对水资源承载力进行评价,并且取得良好的评价结果。Ding 等^[1-2]研究了

人水之间的复杂关系,分析了水资源系统的变化和不确定性,进行城市人水和谐的研究。左其亭等^[3]提出了城市人水和谐的量化准则。

笔者借鉴已有的水资源承载力指标构建和评价方法,结合阜阳市当地的水资源实际特征,首先,依据人水和谐中“健康、发展、协调”的 3 大量化准则,建立了以和谐论为核心的水资源承载力评价准则;然后,利用层次分析法来计算评价指标的权重系数,并结合模糊综合评判法对其进行模糊处理,建立了 AHP-模糊综合评判模型对阜阳市的水资源承载力

基金项目:国家重点基础研究发展计划(2012CB417006)

作者简介:孟珍珠(1990—),女,硕士研究生,研究方向为水利水电系统规划与工程经济。E-mail: zhenzhu.meng@hotmail.com

通信作者:唐德善,教授。E-mail: tds808@163.com

进行定量评价。

主要反映水资源保障经济社会发展的可持续性。

1 基于和谐论的水资源承载力评价指标体系构建

1.1 代表性指标体系分析

水资源承载力评价指标体系是一个多因素、多目标的复杂的大系统,不仅与其系统自身特性有关,还取决于人类活动能力及意识形态等因素。构建合理的评价指标体系是公正、公平地评价区域水资源承载力的必要条件。当前关于水资源承载力指标的选取角度名目繁多,但多以满足社会经济发展的基本需求角度进行指标选取,对于人水和谐发展和支撑可持续发展能力的衡量和评估尚不完善,这就给城市人水关系的可持续发展带来了不确定性。现有国内代表性评价指标体系对比见表 1^[4]。

1.2 基于和谐论的指标体系构建

基于和谐论的水资源承载能力研究是指在人文系统与水系统相互协调的良性循环状态,即在不断改善水系统自我维持和更新能力的前提下,水资源能为人类生存和社会经济可持续发展提供的支撑和保障的能力。本文在选取指标时遵循科学性、整体性、定性定量相结合等原则的同时,在和谐论的理论框架下,以水循环为纽带,将人文系统与水系统联系在一起,水资源承载力和谐评价应包括以下 3 个量化准则^[10]:①健康:是指从水系统的角度考量水资源承载能力,如河流的自我修复能力、区域水资源总量、供水模数等方面,主要反映待评价区域的水资源天然禀赋,即水资源系统本身的质与量。②发展:主要从人文系统考量水资源承载力,特别是从社会经济角度实现社会经济的可持续发展,主要反映高效利用享有的资源支撑社会发展的规模和经济发展的程度。③协调:主要从人文系统和水系统之间的相互作用关系角度考量水资源承载力,主要指人文系统与水系统关系的发展状态,即水系统必须为人类及社会经济的发展提供必要支撑和安全保障,

在水资源承载力和谐评价指标筛选方面,根据人水和谐理论健康(水系统)、发展(人文系统)、协调(人文系统与水系统相互作用),首先采用频度分析法对以往的水资源承载力评价指标、城市人水和谐度评价指标、水资源可持续发展度评价指标等进行频率统计,使用频率高的指标作为初选指标,以初选指标构建专家咨询表,向相关专家发咨询表征求意见,在对咨询结果统计分析的基础上,以反映“和谐”为目标,对指标做进一步筛选并对指标进行分类,对其中的定量指标采用主成分分析法进行筛选,定性指标则采用德尔菲法进行筛选。

最终,确立基于和谐论的水资源承载力评价指标体系,由目标层、准则层、领域层及指标层 4 个层次量化指标组成体系框架。其中:①目标层,用水资源和谐承载力综合反映人文系统与水系统相互协调和发展的程度以及评价区域水资源承载力总体程度、总体态势和总体效果;②准则层,通过前文提出的“健康、发展和协调”3 个量化准则,分别从水系统、人文系统以及水系统与人文系统的相互作用及关系的角度来衡量人水系统的健康度、发展度和协调度;③领域层,每个准则包含的不同指标类型和方面;④指标层,是具体的量化指标,反映具体某个方面的水资源承载能力,每个领域层由多个具体指标构成。水资源承载力评价指标及说明见表 2。

在指标的筛选方面,结合研究区的实际情况对研究区和谐标准下的水资源承载能力进行评价,并判断等级。与传统的“社会-经济-生态”的水资源承载力评价指标体系相比,基于和谐论的指标体系有以下特点:①可反映出人-水复合系统协调、稳定、健康运行的状态;②不仅可以衡量水资源支撑人类社会的可持续发展的状况,而且可以反映水资源系统的自我更新和修复能力以及人类主动维持和改善水资源系统的循环状态。

表 1 代表性评价指标体系对比

作者	选取角度	指标体系选取	研究内容
惠泱河等 ^[5]	承载对象	主要反映经济效益和用水多少;单位耗水产值、万元工业增加值用水量、人均日用水量、亩均净灌溉定额、重复利用率等	从用水结构方面探讨水资源的供需平衡关系
程军蕊等 ^[6]	承载对象	主要反映水资源的承载指标和压力指标:供用水指标、水资源支撑指标、承载力评判指标等	从承载指数和水压力指数方面构建评判体系
王颖等 ^[7]	影响因素	主要通过水量分析评估水资源承载能力;开源(开采地下水、引水)和节流(合理制定水价、提高水资源利用效率)	从水环境和水资源两个方面分析水资源承载力与经济的关系
夏军等 ^[8] 、朱一中等 ^[9]	影响因素	①水资源系统:人均用水量、水资源利用率、人均水资源量等; ②社会经济系统:城镇化水平、人口自然增长率、用水效率、人均工业增加值等; ③生态环境系统:COD 浓度、生态需水率、林草覆盖率等	在多目标情景分析的基础上,利用模糊综合评判法对西北地区现状、未来 10 年、20 年、50 年的水资源承载力进行对比评价

表2 水资源承载力评价指标及说明

目标层 A	准则层 B	领域层 C	指标层 D	单位	指标说明
水资源承载力	健康	水资源	产水模数	万 m ³ /km ²	水资源总量/地区总面积
			水面率	%	卫星图像解译
			地下水资源量	亿 m ³	浅层地下水资源量
			降水量	mm	降水深度
	健康	水生态	COD 排放量	t	监测值
			生态环境用水率	%	生态环境用水量/用水总量
			水功能区水质达标率	%	达标水功能区数量/水功能区总数
			污水处理率	%	污水处理量/污水排放总量
	发展	社会	人口密度	人/km ²	总人口/城市总面积
			人口增长率	%	(年末人口数-年初人口数)/年平均人口数
			城镇化率	%	城镇人口/总人口
		经济	GDP 增长率	%	本年度 GDP 增加额/上年度 GDP
			产业结构(一产占比)	%	第一产业产值/总产值
		技术	节水灌溉率	%	节水灌溉面积/总面积
			深层地下水供水率	%	深层地下水供水量/总供水量
			中水回用率	%	中水回用量/中水总量
		安全	地面沉降情况	无量纲	地质部门专家调查法
			饮用水水质满意度	%	调查问卷
	耕地保有量		km ²	耕地面积/总面积	
	协调	水-社会	综合生活用水定额	L/(人·d)	城市居民日常生活用水和公共建筑用水
			水资源量	m ³ /人	水资源总量/人口
用水量			m ³ /人	总用水量/人口	
水-经济		单位面积耕地用水量	m ³	农业用水总量/耕地面积	
		万元工业增加值用水量	m ³	工业用水总量/工业年总产值	
水-环境		污径比	%	污水排放量/总水量	
人-水	公众满意度	%	调查问卷		

2 案例应用

阜阳市是皖北水资源最匮乏的城市之一,市辖界首市和太和、临泉、颍上、阜南 4 县及颍州、颍泉、颍东 3 区,总面积 9 775 km²。由于城市发展规模的扩大和水问题的日益突出,水资源问题已经成为制约阜阳市可持续发展的重要瓶颈之一,因此,水资源承载力的研究对于阜阳市资源统筹、城市协调发展和城市空间布局有着重要意义。由于水资源承载力的不确定性和模糊性,本文采用层次分析法确定指标权重,模糊综合评判模型评价计算,以 2013 年为例对阜阳市的水资源承载能力进行综合评估,对该市未来外调水源基于和谐角度的内部配置有一定参考价值。

2.1 指标评价标准的划分

结合阜阳市水资源承载力的实际情况,并参考全国平均水平和安徽省平均水平,将其评价等级划分为强(V_1)、较强(V_2)、一般(V_3)、较弱(V_4)和弱(V_5) 5 个等级,具体评价指标等级划分标准见表 3。

V_1 表示水资源承载力水平很好,人水关系和谐,水资源不会成为城市可持续发展的限制因素; V_2 表示水资源承载水平较好,水资源可以基本满足城市发展需求; V_3 表示水资源承载力一般,基本满足

现状的水资源需求,但仍未达到人水和谐的状态,对城市未来可持续发展具有一定限制作用; V_4 表示水资源承载力接近饱和,人水关系较不和谐,水资源对于城市发展的支撑潜力小; V_5 表示水资源已无开发潜力,人水关系极端不和谐,水资源已经成为城市发展的制约条件。

2.2 权重系数的确定

根据已建立的评价指标体系,利用层次分析法计算各指标的权重^[11],计算出阜阳市水资源承载力评价指标体系中各指标的权重。对各单层次和总层次进行一致性检验后得到各指标权重 W (表 4)。

2.3 模糊综合评价方法

由于评价等级的模糊性和不确定性,使用模糊综合评判模型对其进行评价,能够更好地反映当地的水资源承载力状况。模糊综合评价方法主要将评价指标和等级分成两个有效论域 $U = \{u_1, u_2, \dots, u_n\}$ 和 $V = \{v_1, v_2, \dots, v_m\}$,两者之间进行单因素评价,得到模糊关系矩阵 R 。

$$R = \begin{pmatrix} r_{11} & \cdots & r_{1m} \\ \vdots & & \vdots \\ r_{n1} & \cdots & r_{nm} \end{pmatrix} \quad (1)$$

式中, r_{ij} 为 U 中第 i 个因素 u_i 对 V 中第 j 个等级 v_j 的相对隶属度。

表3 水资源承载力评价指标等级划分标准

指标层 D	类型	单位	等级划分标准					
			强	较强	一般	较弱	弱	
D ₁	产水模数	正向	万 m ³ /km ²	>70	45 ~ 70	25 ~ 40	10 ~ 25	<10
D ₂	水面率	正向	%	>10	6 ~ 10	4 ~ 6	2 ~ 4	<2
D ₃	地下水资源量	正向	亿 m ³	>4	3 ~ 4	2 ~ 3	1 ~ 2	<1
D ₄	降水量	正向	mm	>1000	900 ~ 1000	800 ~ 900	700 ~ 800	<700
D ₅	COD 排放量	逆向	t	<500	500 ~ 1000	1000 ~ 2000	2000 ~ 3000	>3000
D ₆	生态环境用水率	正向	%	>5	5 ~ 3	3 ~ 2	2 ~ 0.8	<0.8
D ₇	水功能区水质达标率	正向	%	100	95 ~ 100	85 ~ 95	75 ~ 85	<75
D ₈	污水处理率	正向	%	>95	90 ~ 95	85 ~ 90	80 ~ 85	<80
D ₉	人口密度	逆向	人/km ²	<25	25 ~ 70	70 ~ 150	150 ~ 500	>500
D ₁₀	人口增长率	逆向	%	<0.2	0.2 ~ 0.6	0.6 ~ 0.8	0.8 ~ 1.2	>1.2
D ₁₁	城镇化率	逆向	%	<25	25 ~ 50	50 ~ 70	70 ~ 80	>80
D ₁₂	GDP 增长率	逆向	%	>10	10 ~ 8	8 ~ 6	6 ~ 4	<4
D ₁₃	产业结构(一产占比)	逆向	%	<10	10 ~ 20	20 ~ 30	30 ~ 40	>40
D ₁₄	节水灌溉率	正向	%	>90	80 ~ 90	60 ~ 80	50 ~ 60	<50
D ₁₅	深层地下水供水率	逆向	%	<5	5 ~ 10	10 ~ 15	15 ~ 25	>25
D ₁₆	中水回用率	正向	%	>80	60 ~ 80	40 ~ 60	20 ~ 40	<20
D ₁₇	地面沉降情况	逆向	无量纲	<1	1 ~ 2	2 ~ 3	3 ~ 4	>4
D ₁₈	饮用水水质满意度	正向	%	>90	80 ~ 90	60 ~ 80	50 ~ 60	<50
D ₁₉	耕地保有量	逆向	%	<55	55 ~ 60	60 ~ 65	65 ~ 70	>70
D ₂₀	综合生活用水定额	逆向	L/(人·d)	>150	120 ~ 150	110 ~ 120	100 ~ 110	<100
D ₂₁	水资源量	正向	m ³ /人	>2000	1000 ~ 2000	500 ~ 1000	200 ~ 500	<200
D ₂₂	用水量	逆向	m ³ /人	<200	200 ~ 300	300 ~ 400	400 ~ 500	>500
D ₂₃	单位面积耕地用水量	逆向	m ³	<100	100 ~ 150	150 ~ 200	200 ~ 300	>300
D ₂₄	万元工业增加值用水量	逆向	m ³	<50	50 ~ 70	70 ~ 90	90 ~ 120	>120
D ₂₅	污径比	逆向	%	<2	2 ~ 8	8 ~ 12	12 ~ 20	>20
D ₂₆	公众满意度	正向	%	>90	80 ~ 90	70 ~ 80	60 ~ 70	<60

表4 水资源承载力指标权重及待评价数值

指标	B ₁ = 0.3005	B ₂ = 0.5021	B ₃ = 0.1974	权重	2013年阜阳市各区县各项指标值					单位	
					市区	临泉县	太和县	阜南县	颍上县		界首市
D ₁	0.2675			0.0804	21.42	19.03	20.33	20.81	26.04	18.02	万 m ³ /km ²
D ₂	0.1592			0.0478	2.55	2.43	1.79	2.92	3.39	1.81	%
D ₃	0.1335			0.0401	3.04	2.52	2.34	2.78	3.06	0.91	亿 m ³
D ₄	0.0917			0.0276	901	887	820	925	937	854	mm
D ₅	0.1019			0.0306	4250	1396	1706	891	682	1233	t
D ₆	0.0793			0.0238	1.124	0.375	0.361	0.277	0.377	1.333	%
D ₇	0.0837			0.0252	100	100	100	100	100	100	%
D ₈	0.0832			0.0250	91	85	82	87	76	94	%
D ₉	0.0812			0.0408	959	849	748	661	644	844	人/km ²
D ₁₀	0.0587			0.0295	1.55	1.13	1.11	1.45	1.66	0.64	%
D ₁₁	0.0776			0.0390	62	38	42	37	46	54	%
D ₁₂	0.0611			0.0307	12.3	8.7	9.5	8.6	9.9	11.6	%
D ₁₃	0.1542			0.0774	18	33	29	37	25	22	%
D ₁₄	0.1231			0.0618	89	83	92	84	85	83	%
D ₁₅	0.1193			0.0599	17	20	24	15	11	19	%
D ₁₆	0.0984			0.0494	4.5	2.2	1.8	0	0	2.7	%
D ₁₇	0.0769			0.0386	3	0	0	0	0	0	无量纲
D ₁₈	0.0473			0.0237	96	92	89	86	94	87	%
D ₁₉	0.1022			0.0513	59	65	69	62	67	61	km ²
D ₂₀		0.1324		0.0261	109.6	98.3	105.2	101.3	101.1	120.2	L/(人·d)
D ₂₁		0.1594		0.0315	326	422	443	483	444	438	m ³ /人
D ₂₂		0.1092		0.0216	224	160	153	225	378	238	m ³ /人
D ₂₃		0.1943		0.0384	165	134	94	205	265	144	m ³
D ₂₄		0.2011		0.0397	96	129	91	90	85	74	m ³
D ₂₅		0.0955		0.0189	22.2	3.1	3.9	4.4	2.9	8.2	%
D ₂₆		0.1081		0.0213	76	83	86	90	93	81	%

模糊矩阵 R 中的 r_{ij} 根据评价指标的实际数值及其相应的分级指标来确定。不同的隶属度函数将对控制特性产生不同影响,本文中采用“降半梯形分布图法”确立函数的隶属度,评价因子隶属度函数计算式如下:

$$u(x) = \begin{cases} 1 & x < a_1 \\ \frac{a_2 - x}{a_2 - a_1} & a_1 \leq x \leq a_2 \\ 0 & x > a_2 \end{cases} \quad (2)$$

式中: x 为单因子样本值, a_1 、 a_2 分别为水资源承载力评价指标相邻分级的标准值。

通过上述模型可以分别得出水资源承载力各指标的权重 W 和模糊隶属度矩阵 R ,并得出最终评判矩阵 $B=WR$,求得相应水资源承载力评价等级并进行综合评价。

2.4 结果分析

基于上述权重和模型的计算,首先对待评价对象进行归一化处理,然后计算出评判矩阵 R ,最后由 $B=WR$ 得出阜阳市水资源承载力评价结果,求得阜阳市各县区的水资源承载能力综合评分值,计算式结果见表 5。

表 5 阜阳市水资源承载力横向评价结果

地 区	V_1	V_2	V_3	V_4	V_5	α
市 区	0.0312	0.2506	0.1577	0.3836	0.2454	0.4125
太和县	0.0089	0.1461	0.3354	0.4389	0.1711	0.4027
界首市	0.1159	0.1372	0.1039	0.4491	0.2203	0.3713
临泉县	0.0233	0.1679	0.1894	0.2992	0.3098	0.3352
颍上县	0.0103	0.0866	0.2879	0.3812	0.3139	0.3294
阜南县	0.0097	0.1085	0.1892	0.4388	0.3156	0.3112

由评价结果可知,阜阳市水资源承载力整体压力较大,其中,市区和太和县承载压力最大,其次为界首市、临泉县,沿淮城市颍上县和阜南县相对情况较好,说明阜阳市空间分布不均匀,城市的产业遴选和空间布局应考虑其水资源的实际承载能力,且对于未来外调水源的配置应侧重于中心城区、太和县等北部远淮城市。评价结果与当地实际调查的反映基本一致,评价结果合理。

3 结 语

在总结大量文献的基础上,对水资源承载力的代表性指标体系进行了归纳和总结,分析了其主要的指标选取依据和研究内容,并在人水和谐的基础上探讨了基于和谐论的水资源承载力的概念和内涵,并明确了“健康、发展、协调”3 大量化准则。根据量化准则,提出了基于和谐理论的水资源承载力指标体系,选取了 10 个领域层、共 26 项指标。结合层次分析法和模糊综合评价法,采用基于和谐理论

的水资源承载力指标体系,以阜阳市为例,分别对其辖管的 6 个县区的水资源承载力进行综合评价和横向对比分析,实例区的计算结果表明,阜阳市水资源承载整体状况不容乐观,从空间方面来看,远淮县市水资源承载压力大于沿淮县市,评价结果与实际情况相符。基于和谐理论的水资源承载力综合评价与传统的水资源承载力评价相比,能够比较客观地从和谐发展角度反映研究区的水资源承载程度。

参考文献:

- [1] DING Y, TANG D, DAI H. Human-water harmony index: a new approach to assess the human water relationship [J]. Water Resources Management, 2014, 28 (4): 1061-1077.
- [2] 戴会超,唐德善,张范平,等. 城市人水和谐度研究 [J]. 水利学报, 2013, 44 (8): 973-986. (DAI Huichao, TANG Deshan, ZHANG Fanping, et al. Research on the human-water harmony degree of metropolis [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2013, 44 (8): 973-986. (in Chinese))
- [3] 左其亭,张云. 塔里木河流域人水和谐定量评价及调控对策 [J]. 干旱区地理, 2008, 31 (3): 154-174. (ZUO Qiting, ZHANG Yun. Quantitative evaluation and control measures of human water harmony for the Tarim River Basin [J]. Arid Land Geography, 2008, 31 (3): 154-174. (in Chinese))
- [4] 栾芳芳,夏建新. 区域水资源承载力理论与方法对比 [J]. 水资源与水工程学报, 2013, 24 (3): 116-120. (LUAN Fangfang, XIA Jianxin. Comparison of theory and method of carrying capacity of regional water resources [J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2013, 24 (3): 116-120. (in Chinese))
- [5] 惠洪河,蒋晓辉,黄强,等. 水资源承载力评价指标体系研究 [J]. 水土保持通报, 2000, 21 (1): 30-34. (HUI Yanghe, JIANG Xiaohui, HUANG Qiang, et al. Research on evaluation index system of water resources bearing capacity [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2000, 21 (1): 30-34. (in Chinese))
- [6] 程军蕊,曹飞凤,楼章华,等. 钱塘江流域水资源承载力指标体系研究 [J]. 浙江水利科技, 2006 (4): 1-3. (CHENG Junrui, CAO Feifeng, LOU Zhanghua, et al. Study on index system of water resources carrying capacity in Qiantang River Basin [J]. Zhejiang Hydraulics, 2006 (4): 1-3. (in Chinese))
- [7] 王颖,王腊春,王栋. 长江三角洲水资源水环境承载力、发展变化规律与永续利用之对策研究 [J]. 水资源保护, 2003, 19 (6): 34-41. (WANG Ying, WANG Lachun, WANG Dong. Bearing capacity and regularity of development of water resources and water environment of Yangtze River Delta and measures for sustainable development [J]. Water Resources Protection, 2003, 19 (6): 34-41. (in Chinese)) (下转第 116 页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.011

云南省城镇上山的水资源支撑能力评估与保障措施探讨

丁文荣

(云南师范大学旅游与地理科学学院, 云南 昆明 650500)

摘要:分析云南省水资源的总体状况及存在问题,基于 30m 分辨率的 DEM 提取坝区和集水区范围,叠加地表径流深度、地下水径流模数等数据,计算云南省 6 大地貌区内不同坝区的水资源供给量,从水资源的合理高效利用、区域间和部门间的水资源协调、水利基础设施的建设及水环境保护等方面,提出了云南省城镇上山进程中的水资源支撑保障措施。

关键词:城镇上山;水资源保障;水资源供给量;DEM;云南省

中图分类号:TV213.4 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0059-05

Assessment of water resources capacity during construction of towns built into mountains of Yunnan Province and it's safeguard measures

DING Wenrong

(School of Tourism and Geographical Sciences, Yunnan Normal University, Kunming 650500, China)

Abstract: The general status of the water resources in Yunnan Province and existing problems are analyzed in this paper. A DEM based on a 30 m resolution was use to extract the dam area and the watershed boundary, and superposition of the depth of surface runoff and groundwater runoff modulus data was conducted, in order to calculate the water resources supply in six different geomorphological areas in Yunnan Province. Safeguard measures for water resources capacity during the construction of towns that are built into the mountains of Yunnan Province are put forward, with consideration of rational and effective utilization of water resources, inter-regional and inter-departmental coordination, water infrastructure construction, and environmental protection.

Key words: towns built into mountains; water resources guarantee; water resources supply; DEM; Yunnan Province

山地和高原占云南省总面积的 94%,而坝区仅占 6%。一方面,随着云南省社会经济的不断发展,城乡建设用地持续增加,坝区耕地资源不断减少,土地开发与保护的矛盾日益凸显^[1-2]。据统计,面积在 10 km² 以上的坝子,目前已被建设用地占了近 30%,若不及时进行保护,坝区优质耕地将进一步被消耗。另一方面,这些坝子周边荒山荒坡很多,利用潜力很大,且多为缓坡,生态环境、地质条件、景观效果都较为优越,开发利用情景广阔,可为城镇上山提供空间。

水是生命之源、生态之基、生产之要,是社会发展 and 人民生活不可缺少的资源。云南省水资源总量

丰富,但资源型、工程型、水质型缺水现象在不同的地区将长期存在^[3],与社会经济发展布局不相适应。城镇上山作为云南省未来发展的方向,对水资源的需求量将在较长一段时期内持续增长,因此,不同区域水资源的支撑能力评估成为城镇上山的基础工作。

1 云南省水资源总体状况及存在问题

云南省江河纵横,水系庞杂,全省有大小河流 600 余条,其中较大的有 180 多条,分属 6 大水系:怒江-萨尔温江水系、澜沧江-湄公河水系、元江-红河水系、独龙江-伊洛瓦底江水系、金沙江-长江水

基金项目:云南省社会发展科技计划(2012CA024);国家自然科学基金(41101099,41261044)

作者简介:丁文荣(1979—),男,副教授,博士,主要从事水文水资源研究。E-mail:dingwenrong@163.com

系和南盘江-珠江水系(表1),分别注入3海和3湾:东海、南海、安达曼海和北部湾、莫踏马湾、孟加拉湾,归到太平洋和印度洋中。

从总量上来看,云南省水资源丰富,仅次于西藏和四川两省,居全国第3位,占全国水资源总量的14.28%。云南省多年平均降水量4820.8亿m³,平均年自产水资源量达2222亿m³,其中地表水资源量为1482.07亿m³,占66.67%;地下水资源量为739.93亿m³,占33.33%。从西藏、四川、贵州、广西等邻省入境水量1845.8亿m³;从缅甸、老挝、越南等邻国入境水量97.2亿m³,水资源总量达4165亿m³。此外,云南省还有高原湖泊30多个,总面积1066km²,总蓄水量300亿m³,水资源开发前景广阔。

表1 云南省6大水系水资源基本状况

水系名称	集水面积/ 万km ²	水资源总量/ 亿m ³	平均径 流深/mm	变差 系数
金沙江-长江	10.95	423	387	0.20
南盘江-珠江	5.86	234	397	0.23
元江-红河	7.42	455	612	0.17
澜沧江-湄公河	8.85	517	583	0.15
怒江-萨尔温江	3.34	324	967	0.12
独龙江-伊洛瓦底江	1.89	269	1416	0.13

从水资源的年内分配上来看,由于控制云南上空的冬半年、夏半年气团性质截然不同,因此云南降水的年际变化小,而年内变化大,具有明显的干季、雨季之分^[4]。雨季(5—10月)降水量约占到全年水量的73%~85%,干季(11—次年4月)降水量约仅占全年水量的15%~27%。农业生产用水量最大的4月、5月两个月,用水量仅占全年水量的2%~3%,是干旱的高发月份。从水资源的空间分布来看,由于云南境内地势自南向北逐渐升高,使得降水量空间分布也从南到北逐渐减少。云南省水资源空间分布的总体趋势是:南多北少,西多东少,深谷多平坝少,水平分布复杂,垂直分带明显。

云南省水资源使用过程中也存在诸多问题,如使用不合理、利用效率低、浪费严重、水质污染日趋加重、洪旱灾害频繁发生而防灾能力弱、严重的水土流失态势、城镇化进程和管理滞后等^[5-8],这些问题加剧了水资源的供需矛盾。

2 数据来源及水资源支撑能力的评估与计算

为计算云南省城镇上山的水资源支撑能力,首先从国家地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>)下载30m分辨率的DEM,经过校准、拼接、裁剪后获得云南省30m分辨率的DEM,然后基于ArcInfo 10.2平台提取坡度为20°以下的区域,获得

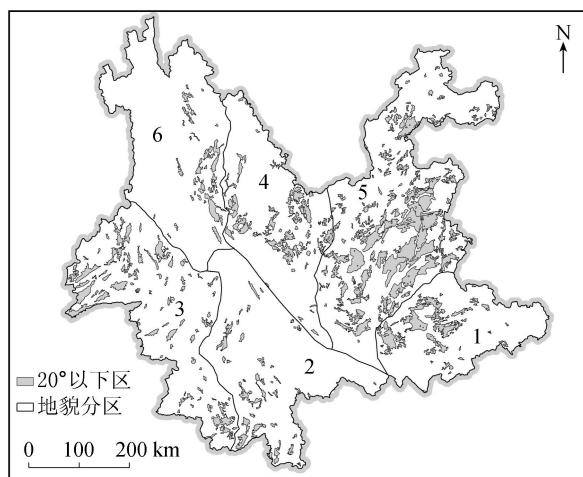
云南省坝区数据,再根据坝区周围的山脊线,计算出每个坝区的集水面积。

从《云南统计年鉴》《云南省水资源公报》和《云南省省志(地理志)》中收集云南省不同区域地表径流深度、地下水径流模数等数据,叠加每个坝区的集水区范围,扣除重复计算部分(按10%计算)后,计算出云南省10km²以上坝区的水资源供给总量。

3 云南省城镇上山的水资源支撑能力及区域差异分析

3.1 云南省地貌分区及水资源开发利用程度

云南省地形复杂,元江河谷和大理剑川宽谷一线将云南省分为两大地貌单元。元江河谷和大理剑川宽谷一线以西是横断山区,以高山深谷为典型特征,以东部分是云南高原,喀斯特地貌广泛发育^[9]。两大地貌类型面积分别占云南省总面积的50.20%和49.80%。两大地貌类型内又可以划分出若干次一级的地貌单元,包括滇东南峰丛峰林区、滇南红层区、滇西南宽谷区、滇中红层山原区、原上湖盆溶丘区和三江并流高山峡谷区(图1)。



1—滇东南峰丛峰林区;2—滇南红层区;3—滇西南宽谷区;
4—滇中红层山原区;5—原上湖盆溶丘区;
6—三江并流高山峡谷区

图1 云南省地貌单元与坝子分布

云南全省经济社会发展不平衡,全省水资源分布不均匀,导致全省水资源开发利用率差距明显。从地区分布来看,原上湖盆溶丘区的昆明、玉溪、楚雄水资源开发利用率较高,昆明市达66.7%,超过了国际公认的合理开发利用上限;玉溪、楚雄达30%,超过了云南省的开发利用水平;曲靖开发利用率超过20%。滇中红层山原区的大理水资源开发利用率也超过了25%。而其他地貌区水资源开发利用程度相对较低,均不超过20%,开发潜力较大。

3.2 不同地貌分区水资源总量

云南省 10 km² 以上坝区的坝区面积、集水区面积和水资源供给状况统计结果见表 2。从表 2 可以看出,坝区面积最多的是原上湖盆溶丘区,达 19901.77 km²,水资源总量达 121.73 亿 m³。其次是滇西南宽谷区,坝区面积为 6831.66 km²,水资源总量为 106.56 亿 m³。从表 2 也可以看出,尽管三江并流高山峡谷区的坝区面积只有 2589.76 km²,但其水资源量仍有 25.90 亿 m³,超过滇西南宽谷区的水资源拥有量。

表 2 云南省 10 km² 以上坝区水资源状况

地貌分区	坝区面积/ km ²	集水区面积/ km ²	地表水资源/ 亿 m ³	地下水资源/ 亿 m ³	水资源合计/ 亿 m ³
滇东南峰丛峰林区	4671.46	7906.56	28.15	9.49	33.88
滇南红层区	2811.19	6313.99	33.13	7.58	36.64
滇西南宽谷区	6831.66	12231.98	103.72	14.68	106.56
滇中红层山原区	5136.19	10554.74	21.15	12.67	30.44
原上湖盆溶丘区	19901.77	31761.20	97.15	38.11	121.73
三江并流高山峡谷区	2589.76	5001.64	22.78	6.00	25.90

从单位坝区面积的水资源拥有量来看,滇西南宽谷区最为丰富,达 155.98 万 m³/km²,滇南红层区达 130.30 万 m³/km²,而滇东南峰丛峰林区、原上湖盆溶丘区和滇中红层山原区相对较少,尤其是滇中红层山原区,单位坝区面积的水资源拥有量仅有 59.25 万 m³/km²,为 6 大地貌区中单位面积水资源拥有量最少的分区。

3.3 不同地貌分区水资源的供给状况

3.3.1 滇东南峰丛峰林区

滇东南峰丛峰林区超过 10 km² 的坝子有 45 个,总面积约 4671.46 km²。在本区域中,东南季风的迎风坡上降水量总体丰富,年均可达 1200 mm 以上,在红河河口一带年降水量甚至高达 1500 mm。但由于本区是云南省最为典型的喀斯特地区,“地表水贵如油,地下水滚滚流”是本区的真实写照。尤其是文山州的一些山间盆地,土壤以松散岩类为主,有利于降水入渗,入渗系数可达 0.22,地下径流模数达 18 万 m³/km²。

本区水资源约 33.88 亿 m³,可用水资源约 8.47 亿 m³。从水资源供需来看,对于区内 45 个坝子而言,本区水资源可以满足需求。但在文山州的八宝坝、八达坝、红猪寨坝一带,由于地表水不足而地下水丰富,以至于出现水资源可利用量无法满足需求的状况。如果能够提高水资源开发利用效率,并采取一些高效的节水措施,本区水资源供应前景乐观。

3.3.2 滇南红层区

滇南红层区超过 10 km² 的坝子有 45 个,由于

该区地处横断山区的南延部分,为无量山、哀牢山余脉之尾稍,因此坝区的面积相对较小,总面积约 2811.19 km²。坝区大部分区域海拔在 1500 m 以下,属副热带高压带和东北信风控制地区,终年温暖,夏长无冬,尤其是海拔 800 m 以下地区秋春相连且为期较短,有得天独厚的水热条件。本坝区的水资源供给主要以地表水为主,山间盆地也有松散的沉积岩分布,由于年降水量多数在 1500 mm 以上,故地下水也较为丰富,入渗系数在 0.15~0.22 之间,地下水径流模数可高达 20 万~40 万 m³/km²。

本区水资源总量约 36.64 亿 m³,可用水资源约 5.68 亿 m³。区内主要处于澜沧江下游坝区,降水量丰富,水资源也相对充裕。少数坝区,如景洪,作为当地的行政中心,人口聚集,水资源的需求量相对较大。从远景来看,这些坝区需要提高水资源利用程度,以保障社会经济的可持续发展与生态环境的改善。

3.3.3 滇西南宽谷区

滇西南宽谷区超过 10 km² 的坝子 88 个,总面积达 6831.66 km²,属于横断山区的南延部分,河流分属澜沧江、怒江两大水系,属亚热带低纬度山地季风气候。由于地处西南暖湿气流的迎风坡上,本区降水丰富,西盟一带年降水量更是高达 2500 mm 以上,为云南省降水最多的地方。受此影响,本区坝子的地下水资源也较为充裕,地下水径流模数可高达 40 万~55 万 m³/km²,是云南省单位面积出水量最高的区域。本区水资源总量为 106.56 亿 m³,可用水资源约 11.19 亿 m³。区内坝子数目相对较多且分散。从计算结果来看,88 个坝子中,17 个坝子的水资源需求超过了可利用部分。提高水资源开发利用程度,高效合理用水是这些坝子的发展要求。

3.3.4 滇中红层山原区

滇中红层山原区超过 10 km² 的坝子 55 个,面积约为 5136.19 km²。本区地处扬子板块西南缘,紧邻哀牢山造山带,地形切割普遍较深,构造发育,岩性组合复杂,冬春季节久旱少雨,基本上处于东南季风和西南季风的交互影响区,但同时又属于两大季风的雨影区,降水普遍偏少,年降水量绝大多数地区在 1000 mm 以下,是全国闻名的老旱区之一。尤其是本区的北部金沙江河谷一带,如元谋等地,多年平均降水量仅有 650 mm,地表水资源相对匮乏。本区水资源总量为 30.44 亿 m³,可用水资源约 3.04 亿 m³。本区为有名的干旱区域,降水少而蒸发强烈,计算时段中,本区 23 个坝子的水资源供给无法满足水资源需求。因此,城镇上山进程中,水资源的供给保障成为重要的制约因素。

3.3.5 原上湖盆溶丘区

原上湖盆溶丘区超过 10 km^2 的坝子 159 个,面积达 19901.77 km^2 ,是云南省坝子最多和最集中的区域。地处金沙江、珠江、红河 3 大水系分水岭地带,区内河流侵蚀程度轻,高原面保存较好,形态完整,顶部平缓,呈较大块状分布,是城镇上山最迫切的区域之一。但是,由于该区域地处 3 大流域的分水岭和东南季风、西南季风的雨影区,水资源缺乏一直是影响区域发展的限制性因子。为了对云南省最发达的滇中城市群供水,自 20 世纪开始便实施润滇工程和滇中调水工程,但到目前水资源仍不能满足经济发展的需求。

本区水资源总量为 121.73 亿 m^3 ,可用水资源约 24.35 亿 m^3 ,为云南省各坝区中总量最多的区域。但本区处于 3 大水系的分水岭地带,加之城市众多,人口集中,是云南省水资源供需矛盾最为突出的区域,尤其像昆明、通海、会泽、东川等坝区,水资源的供需成为当地社会经济持续发展的一大瓶颈。计算结果表明,在上述 159 个坝区中,有近 30 个坝区存在水资源供需矛盾,需要缓解。此外,本区为滇中产业聚集区(新区)的主要目标区域,协调好产业建设与水资源的供给保障显得尤为紧迫。

3.3.6 三江并流高山峡谷区

三江并流高山峡谷区超过 10 km^2 的坝子 36 个,面积为 2589.76 km^2 ,属于青藏高原南延部分的横断山脉纵谷地区。相对于其他地貌区而言,坝子数量相对较少。由于地处高山峡谷区,坝子的面积也相对较小。该区有怒江、澜沧江和金沙江自北而南流过,地表水资源相对丰富,但主要处于深山峡谷区,水资源使用不便。坝区有松散的沉积岩分布的地方,地下水量也较为可观。

本区水资源总量为 25.90 亿 m^3 ,可用水资源约 2.59 亿 m^3 。相对而言,区内城镇与人口相对较少,多数州市也重点发展旅游业。从计算结果来看,除了丽江、大理等坝区外,其他坝区水资源可支撑当地城镇上山的要求。

4 解决云南省城镇上山区水资源支撑问题的措施

4.1 合理、高效利用水资源

随着城镇上山的推进,城镇上山区水资源的需求与供给之间的矛盾会越来越凸显。合理用水、高效率用水、不浪费水资源成为城镇上山区的必由之路。节约用水的根本目的是提高用水水平,减少新水源的取用和不必要的浪费,减少污水排放,减轻供水及污水处理基础设施的负担,切实保护城镇上山

区的水资源和环境,为城镇上山区的硬件载体留下可持续发展的空间。

4.2 做好不同区域和部门间的水资源协调

就一定区域而言,水资源是有限的,区域需水量常大于供水量。因此,区域内各用水部门、各目标用水必须相互协调,以更好地利用和保护水资源。从区域间用水协调来看,对于云南省城镇上山区而言,有近 80% 的可供上山区都是在一个市(州)内,可以降低行政协调成本。从部门间用水协调来看,农业在云南省整个国民经济中具有非常重要的地位,同时也是用水大户。城镇上山进程中必然会挤占农业用水,因此协调好农业、城镇上山区生产生活用水及生态用水就显得尤为重要。

4.3 加强水利基础设施建设

长期以来,云南省坚持把水利工作摆在重要位置,推进实施“兴水强滇”战略,实行水利大投入和大发展。虽然水利基础设施建设和改革管理取得了明显成效,但工程型缺水严重、水利设施薄弱,始终是制约经济社会发展的突出矛盾,水旱灾害频繁发生仍然是云南的心腹大患,缺水已成为制约经济社会协调发展的一大“瓶颈”^[10]。对于城镇上山区而言,尽管估算出的集水区面积内水资源总量较大,但需要加大水利基础设施的投入,解决因工程措施而导致的缺水问题。

4.4 加强水环境保护

云南省城镇上山区往往既是生态屏障区,也是生态脆弱区。在城镇上山进程中,生活废水、生产废水的排放,会引起新的水质恶化和污染;植被破坏和工程建设也会加剧水土流失。因此,城镇上山进程中,不仅要考虑水资源的支撑与保障,更要考虑水环境的保护问题,以保证城镇上山区的可持续发展。

5 结语

随着国民经济迅速增长,城乡之间的壁垒逐渐松动并被打破,城镇化成了云南省进一步发展的必然趋势。但云南省高原和山地面积比例很高,坝区面积仅占 6%,城镇化进程中必然会占用坝区耕地,城镇上山成为解决云南省城镇化和耕地保护的必然选择。资源基础和保障的评估是城镇上山进程中的要解决的基础问题,尤其水资源支撑能力的评估与保障,关系到云南省城镇上山的可持续性和生态环境。云南省城镇上山进程中,要合理高效利用水资源,解决好不同区域间和部门间的水资源协调关系,加快水利基础设施的建设,加强水环境保护。

参考文献:

[1] 刘斌涛,陶和平,孔博,等. 云南省水资源时空分布格局

- 及综合评价[J]. 自然资源学报, 2014, 29(3): 454-465. (LIU Bintaο, TAO Heping, KONG Bo, et al. Research on the water resource security and its temporal-spatial distributions of Yunnan Province, China [J]. Journal of Natural Resources, 2014, 29(3): 454-465. (in Chinese))
- [2] 顾世祥, 谢波, 周云, 等. 云南水资源保护与开发研究[J]. 水资源保护, 2007, 23(1): 91-94. (GU Shixiang, XIE Bo, ZHOU Yun, et al. Water resources protection and utilization in Yunnan Province [J]. Water Resources Protection, 2007, 23(1): 91-94. (in Chinese))
- [3] 余兴奎, 何士华, 高飞. 云南省水资源利用效率评价[J]. 中国农村水利水电, 2012(3): 87-91. (YU Xingkui, HE Shihua, GAO Fei. Evaluating on the efficiency of utilization of water resources in Yunnan Province [J]. China Rural Water and Hydropower, 2012(3): 87-91. (in Chinese))
- [4] 解明恩, 程建刚. 云南气象灾害特征及成因分析[J]. 地理科学, 2004, 24(6): 721-726. (XIE Mingēn, CHENG Jiangang. Characteristics and formation mechanism of weather disasters in Yunnan Province [J]. Scientia Geographica Sinica, 2004, 24(6): 721-726. (in Chinese))
- [5] 尤卫红, 何大明, 段长春. 云南纵向岭谷地区气候变化对河流径流量的影响[J]. 地理学报, 2005, 60(1): 95-105. (YOU Weihong, HE Daming, DUAN Changchun. Climate change of the longitudinal range-gorge in Yunnan and its influence on the river flows [J]. Acta Geographica Sinica, 2005, 60(1): 95-105. (in Chinese))
- [6] 张先起, 刘慧卿. 云南省水资源基本状况及供需水预测研究[J]. 人民长江, 2008, 39(12): 12-14. (ZHANG Xianqi, LIU Huiqing. Study on prediction of water resources and the basic situation of supply and demand of water resources in Yunnan Province [J]. Yangtze River, 2008, 39(12): 12-14. (in Chinese))
- [7] 张学波, 舒小林, 詹建立. 云南省水资源现状及可持续利用问题探析[J]. 云南地理环境研究, 2006, 18(2): 53-57. (ZHANG Xuebo, SHU Xiaolin, ZHAN Jianli. The analysis on situation and sustainable use problems of Yunnan Province water resources [J]. Yunnan Geographic Environment Research, 2006, 18(2): 53-57. (in Chinese))
- [8] 童彦, 朱海燕, 施玉. 云南省水资源利用的时空变化特征与区域差异分析[J]. 国土与自然资源研究, 2014(5): 12-16. (TONG Yan, ZHU Haiyan, SHI Yu. Analysis on the characteristic of water resources utilization and regional differences in Yunnan Province [J]. Territory & Natural Resources Study, 2014(5): 12-16. (in Chinese))
- [9] 云南省地方志编撰委员会. 云南省省志(地理志)[M]. 昆明: 云南人民出版社, 1998.
- [10] 朱武, 俞婷. 云南省水资源保护存在的问题及对策[J]. 水利发展研究, 2014(3): 32-36. (ZHU Wu, YU Ting. Problems and countermeasures of the protection of water resources in Yunnan Province [J]. Water Resources Development Research, 2014(3): 32-36. (in Chinese))

(收稿日期: 2015-04-30 编辑: 彭桃英)

(上接第 53 页)

- [2] 吴泽宁, 索丽生. 水资源优化配置研究进展[J]. 灌溉排水学报, 2004, 23(2): 1-5. (WU Zening, SUO Lisheng. Advance about study of water resources optimal distribution [J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2004, 23(2): 1-5. (in Chinese))
- [3] CHEN Xiaohong, CHEN Yongqin, LAI Guoyou, et al. Optimal allocation of water resources in Guangzhou City, South China [J]. Journal of Environmental Science and Health, 2006, 41(7): 1405-1419.
- [4] 周丽. 基于遗传算法的区域水资源优化配置研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2002.
- [5] 刘珺珺, 汪妮, 解建仓, 等. 基于蚁群算法的水资源优化配置博弈分析[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2014, 42(8): 205-211. (LIU Honghong, WANG Ni, XIE Jiancang, et al. Game analysis on optimization allocation of water resources based on ant colony algorithm [J]. Journal of Northwest A & F University (Natural Science), 2014, 42(8): 205-211. (in Chinese))
- [6] 张玲, 徐宗学, 张志果. 基于粒子群算法的水资源优化配置[J]. 水文, 2009, 29(3): 41-45. (ZHANG Ling, XU Zongxue, ZHANG Zhiguo. Rational allocation water resources based on particle swarm optimization [J]. Journal of China Hydrology, 2009, 29(3): 41-45. (in Chinese))
- [7] YANG Xinshe. Nature-inspired metaheuristic algorithms [M]. Beckington: Luniver Press, 2008: 83-96.
- [8] 刘长平, 叶春明. 一种新颖的仿生群智能优化算法: 萤火虫算法[J]. 计算机应用研究, 2011, 28(9): 3295-3297. (LIU Changping, YE Chunming. Novel bioinspired swarm intelligence optimization algorithm: firefly algorithm [J]. Application Research of Computers, 2011, 28(9): 3295-3297. (in Chinese))
- [9] 郁书好, 杨善林, 苏守宝. 一种改进的变步长萤火虫优化算法[J]. 小型微型计算机系统, 2014, 35(6): 1396-1400. (YU Shuhao, YANG Shanlin, SU Shoubao. An improved glowworm swarm optimization algorithm with changing step [J]. Journal of Chinese Computer Systems, 2014, 35(6): 1396-1400. (in Chinese))

(收稿日期: 2015-04-28 编辑: 徐娟)

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.012

基于集对分析的区域产业结构与用水结构协调评价

刘 珊^{1,2}, 吴成国^{1,2}, 潘争伟³, 张礼兵^{1,2}

- (1. 合肥工业大学土木与水利工程学院, 安徽 合肥 230009;
2. 合肥工业大学水资源与环境系统工程研究所, 安徽 合肥 230009;
3. 安徽新华学院土木与环境工程学院, 安徽 合肥 230088)

摘要:从区域可持续发展的理念出发,以水资源合理利用为前提条件,在保证不牺牲水环境的前提下,构建了区域产业结构与用水结构协调评价指标体系,采用集对分析联系度计算的同异反态势度排序方法,参照生长曲线公式,提出了产业结构与用水结构协调发展指数公式,建立了基于集对分析的区域用水结构与产业结构协调评价模型。并将模型应用于山东省实例,模型计算结果与实际情况相符,计算过程简洁,可操作性强,研究成果可为区域水资源发展规划提供科学有效的决策依据。

关键词:协调评价;产业结构;用水结构;集对分析;态势度;山东省

中图分类号:TV213.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2016)03-0064-05

Coordinate assessment of regional industrial structure and water utilization structure based on set pair analysis

LIU Shan^{1,2}, WU Chengguo^{1,2}, PAN Zhengwei³, ZHANG Libing^{1,2}

(1. College of Civil Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China;

2. Institute of Water Resource and Environmental System Engineering, College of Civil Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China;

3. School of Civil Engineering and Environmental Engineering, Anhui Xinhua University, Hefei 230088, China)

Abstract: From the concept of regional sustainable development, this paper established the coordinate assessment index system of regional industrial structure and water utilization structure on the condition of reasonable utilization of water resources and not sacrificing the water environment. Using the sort of set pair connection degree analysis of identical discrepancy contrary state, this study proposed a coordinate development index formula of regional industrial structure and water utilization structure by the reference to the growth curve formula and built the coordinate assessment model of regional industrial structure and water utilization structure based on set pair analysis. Applying the model to Shandong Province, the results are in accordance with the fact, the calculation process is concise, and the model has high operability. Research results can provide scientific and effective decision-making basis for regional water resources development.

Key words: coordinate assessment; industrial structure; water utilization structure; set pair analysis; state degree; Shandong Province

随着经济社会的快速发展,资源与需求的矛盾也日趋紧张,人们的生存和发展离不开水资源,三大产业的生产和发展都依赖于水资源的支持,社会日益的工业化城市化,同时也出现了严重的水资源问

题。产业结构与用水结构之间的相关性分析问题是目前迫切需要处理的问题之一,保证产业结构与用水结构之间的协调发展是促进社会经济可持续发展的关键^[1-2]。在水资源与产业结构问题分析方面的

基金项目:国家自然科学基金(51309004, 51309072, 51479045);水利部公益性行业科研专项经费项目(201301003)

作者简介:刘珊(1990—),女,硕士研究生,研究方向为水资源系统工程。E-mail: 770999010@qq.com

通信作者:潘争伟,讲师。E-mail: pzhwei1023@163.com

研究很多,雷社平等^[3]以北京市为例运用相关理论分析与方法,系统地分析了北京市产业结构调整与水资源需求变化之间的关系;云逸等^[4]运用回归分析理论建立回归模型研究产业结构与用水量之间的关系;蔡继等^[5]以湖北省为例运用灰色关联度方法探索产业结构与水资源的相关关系;汪党献等^[6]建立水资源投入产出模型定量分析国民经济行业用水情况;以及由美国经济学家 Granger^[7]提出的因果关系检验法进行格兰杰检验。从这些研究方法来看,多数利用建模来定量分析产业结构与用水结构的相关关系,对于产业结构与用水结构协调问题的研究较少,雷社平等^[8]以北京市为实例研究,应用协同学理论和复杂系统理论,构建了北京市产业用水系统内各组成子系统之间协调度模型。吴丽等^[9]通过建立模糊的多目标优化模型进行区域产业结构与用水协调评价研究。这些方法都有其突出点,但都局限于产业结构与用水结构这两个大系统之间,没有综合考虑其外部的用水环境。目前由于水资源的不合理利用使得用水效率低,同时出现用水紧张和用水污染的现象,缺水形式得不到缓解,水污染却日益严重,因此在分析区域产业结构与用水结构现状及相关性研究时,也要充分考虑水环境因素。本文在进行区域产业结构与用水结构协调评价时,综合考虑选取产业结构、用水结构和水环境三大指标体系,应用集对分析原理构建综合协调评价模型,综合评价区域产业结构与用水结构的协调关系。协调评价研究促进经济社会与环境的和谐发展,实现资源的最优最大化利用走可持续发展的道路,建设绿色环保型社会。

1 集对分析理论

集对分析是一种创新的方法,由我国学者赵克勤^[10]于1989年提出用以处理不确定性问题,现已广泛运用于评价、管理、预测、决策和规划等诸多领域^[11-15],目前在自然科学、军事科学、社会经济、工程技术和人文教育领域应用非常广泛。简要阐述集对分析的思路:由给定的且拥有一定关系的2个集合组成集对 $H=(A,B)$,在某个具体问题前提下对 H 的特性作同异反分析。联系数是一种结构函数,是将所研究的对象与给所定参考标准的同一性测度、差异性测度和对立性测度在同一个数学表达式中表现出来^[16],其联系度 u 的表达式为

$$u = \frac{S}{N} + \frac{F}{N}i + \frac{P}{N}j = a + bi + cj \quad (1)$$

式中: S 为这个集对中 A 和 B 所共同拥有的特性数; F 为集对中 A 和 B 既不共同拥有又不彼此对立的特

性数; P 为集对中 A 和 B 互相对立的特性数; N 是这个集对中总共的特性数; a 、 b 、 c 分别表示为在具体问题下的同一度,差异度和对立度, $a+b+c=1$; i 为差异度系数, $i \in [-1,1]$; j 为对立度系数, $j=-1$ 。将式(1)中 a 、 b 、 c 进行大小比较,并用0.1到1.0之间的一个相应实数从小到大赋值,则所取得数值即为态势度。同异反态势排序^[17]的态势度见表1。

表1 态势度取值

a, b, c 的大小关系	集对势名称	集对势含义	态势度数值
$b \leq a$	准反势	系统有确定的对立趋势	0.1
$a < c$	$c \geq b \geq a$	强反势	0.2
	$b \geq c$	弱反势	0.3
	$b \geq a$	系统有不确定的但相等的对立同一趋势	0.4
$a = c$	$b < a$	强均势	0.5
	$b = 0$	准均势	0.6
	$b \geq a$	微同势	0.7
	$a > b \geq c$	弱同势	0.8
$a > c$	$b = 0$	准同势	0.9
	$b < c, b \neq 0$	强同势	1.0

2 构建区域产业结构与用水结构的协调评价模型

2.1 评价指标选取

由于衡量区域产业结构与用水结构是否协调既有其确定性,又有其不确定性的特征,所以本文采用集对分析对山东省区域进行产业结构与用水结构的协调评价。

评价指标反映一定时间尺度上系统的状态,能充分表明系统特征,是评判系统高低水平的依据和建立协调评价模型的基础。因为产业结构与用水结构系统的复杂性和水资源系统的多样性,需要建立能够全面、精确、系统、科学地反映系统特征和内容的一系列指标体系,所以在选取指标时,要遵循客观性、真实性、科学性和可操作性的原则^[18]。根据目前全球发展的形式,第三产业在产业结构演变中地位更显突出,高科技的迅速崛起和蓬勃发展使得产业结构变得更加高度化,一、二、三向三、二、一的转变是三大产业发展的基本趋势^[19]。经济的发展离不开水资源的开发利用,所有的国民经济包括生态系统都需要用水,而不合理用水现象随处可见。分析三大产业的用水现状,从用水效率和用水效益角度综合考虑,科学用水,保证用水结构的合理性和协调性是必要的。根据区域水环境自身的特点,结合产业结构与用水结构所依赖的水资源属性,从水环境容量、水污染总量控制和节水的角度考虑水环境指标体系。综合考虑选取经济效益、用水效益和水

环境为三大类评价指标,并构建了三大类指标下的14个单项指标,分别是经济效益指标:第一产业产值占GDP比重、第二产业产值占GDP比重、第三产业产值占GDP比重、研发科技经费支出占GDP比重;用水效益指标:工业用水比重、农业用水比重、第三产业用水比重、生活用水比重、人均生活用水量、人均水资源量;水环境指标:万元GDP废水排放量、农业单位面积施肥量、工业废水排放达标率、污水处理率。由此即可构建水环境体系下区域产业结构与

用水结构协调评价指标体系。

2.2 评价标准建立

按照国家规范标准,以该地区目前经济社会发展现状以及该地区的发展计划作为依据建立协调评价等级标准。评价标准分为三个等级,即I级表示合格,II级表示中等,III级表示良好。经文献查阅及专家咨询,结合上述所选定的评价指标及其阈值建立区域产业结构与用水结构协调评价等级标准如表2所示。

表2 评价指标及其等级划分

等级	经济效益指标				水环境指标			
	第一产业产值占GDP比重/%	第二产业产值占GDP比重/%	第三产业产值占GDP比重/%	研发科技经费支出占GDP比重/%	工业废水排放达标率/%	污水处理率/%	万元GDP废水排放量/m ³	农业单位面积施肥量/(t·hm ⁻²)
I	8	40	20	1	98.1	50	16	3
II	10	50	30	2	98.5	70	13	2
III	12	60	40	3	99.0	100	10	1

等级	用水效益指标					
	工业用水比重/%	农业用水比重/%	第三产业用水比重/%	生活用水比重/%	人均生活用水量/m ³	人均水资源量/m ³
I	6	70	1.5	10	25	220
II	18	75	2.0	12	30	325
III	13	80	3.0	15	35	450

2.3 a、b、c 的计算

利用集对分析理论在水环境系统下对区域产业结构与用水结构进行协调评价,现将上述所定的相应的评价标准与区域经济效益、用水效益和水环境的指标值作为2个集合构成一个集对,并从这2个集合的同、异、反3方面对集对的特性进行系统分析。在上述所制定的级别*i*(I, II, III)的评价标准上,符合*i*级标准的评价指标数为集对中2个集合所共同具有的特性数;高于*i*级标准的评价指标数为集对中2个集合既不对立也不共同具有的特性数;低于*i*级标准的评价指标数为集对中2个集合彼此对立的特性数。在*N*个指标中,符合I级、II级、III级标准的数目分别为*N*₁、*N*₂、*N*₃。指标值符合I级标准:对于效益型指标,其值满足≤I级标准;对于成本型指标,其指标值评判范围在I级标准值和II级标准值之间。指标值符合II级标准:对于效益型,其值在I级和II级标准之间;对于成本型指标,其值评判范围在II级和III级标准之间。指标值符合III级标准:对于效益型指标,其值满足在II级和III级标准之间;对于成本型指标其值要大于III级标准。在不同等级评价标准时,区域产业结构与用水结构的联系度表达式中*a*、*b*、*c*的值见表3。

表3 a、b、c 值计算公式

评价标准	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
I级	<i>N</i> ₁ / <i>N</i>	(<i>N</i> ₂ + <i>N</i> ₃)/ <i>N</i>	0
II级	<i>N</i> ₂ / <i>N</i>	<i>N</i> ₃ / <i>N</i>	<i>N</i> ₁ / <i>N</i>
III级	<i>N</i> ₃ / <i>N</i>	0	(<i>N</i> ₁ + <i>N</i> ₂)/ <i>N</i>

2.4 态势度的确定

以II级标准作为评判标准,符合II级标准的效益型指标,其值在I级和II级标准之间;符合II级标准的成本型指标,其值评判范围在II级和III级标准之间。根据选取的系统指标实际值比照II级评判标准值,得出*N*₁、*N*₂、*N*₃的值。参照表3的II级标准栏*a*、*b*、*c*的计算式,对照表1可以得出对应态势度分别为经济效益态势度*d*_e,用水效益态势度*d*_s,水环境态势度*d*_r。

2.5 区域产业结构与用水结构协调发展指数

在确定协调发展指数公式之前,首先要引入生长曲线这个概念。生长曲线函数是预测事件的一组观测数据随时间的变化符合生长曲线的规律,以生长曲线函数进行预测的方法。一般来说,事物总是经过发生、发展、成熟3个阶段,而每一个阶段的发展速度各不相同。通常在发生阶段,变化速度较为缓慢;在发展阶段,变化速度加快;在成熟阶段,变化速度又趋缓慢,按上述3个阶段发展规律得到的变化曲线称为生长曲线。S型生长曲线在很多领域都广泛应用,其模型公式为

$$y = \frac{k}{1 + fe^{-at}} \quad (2)$$

其微分形式为 $\frac{dy}{dt} = cy\left(1 - \frac{y}{k}\right)$ (3)

式中:*y*为生长曲线函数值;*k*为生长量指标;*t*为时间序列;*c*为常数,称为自然增长率或瞬时增长率;

e 为自然对数; f 为常数。以上两式为 S 型生长曲线方程。 k 同时也是 y 的极限状态, 生长曲线模型描述了生长的发展过程: 从初始阶段缓慢发展开始, 接着是快速的发展阶段, 随后是一个平稳的发展时期, 最后达到稳定状态。

通过研究经济、社会领域中一些现象, 观察到现实中有许多变量随时间的变化从其最初的生长到成熟到最后的衰败的过程, 类似于生物生长的过程。区域产业结构与用水结构之间的关系也可以用生产曲线指数模型来表示^[20]。则协调发展指数 I 的表达式为

$$I = 1 / (1 + d_e e^{-d_s d_r}) \quad (4)$$

I 的取值范围为 $[0.1, 1]$, 由式(2)分析可知, 当经济效益 d_e 与用水效益态势度 d_s 最小 ($d_e = d_s = 0.1$), 而水环境态势度最大 ($d_r = 1$), 即水环境污染

严重时, $I = 0.50$; 而当经济效益 d_e 和用水效益态势度 d_s 最大 ($d_e = d_s = 1$), 而水环境态势度最小 ($d_r = 0.1$), 即水污染较轻时, $I = 0.97$; 当三者态势度均取中间值时 ($d_e = d_s = d_r = 0.5$), $I = 0.72$ 。通过上述对 d_e, d_s, d_r 取某些特定值来分析 I 值, 可得 I 的取值范围与系统协调评价结果的等级划分, 评价结果为高度协调、基本协调、弱协调、不协调时, I 的取值范围分别为 $[0.90, 0.97]$ 、 $[0.72, 0.90]$ 、 $[0.60, 0.72]$ 、 $[0.50, 0.60]$ 。

3 实例分析

以山东省为评价对象, 选取 2005—2010 年历史资料, 进行区域产业结构与用水结构协调评价。根据上述选取指标原则选取了 14 个指标的实际值见表 4。

表 4 2005—2010 年山东省评价指标实际值

年份	经济效益指标				水环境指标			
	第一产业产值占 GDP 比重/%	第二产业产值占 GDP 比重/%	第三产业产值占 GDP 比重/%	RD 支出占 GDP 比重/%	工业废水排放达标率/%	污水处理率/%	万元 GDP 废水排放量/m ³	农业单位面积施肥量/(t · hm ⁻²)
2005	10.69	51.28	32.26	1.12	98.23	59.03	15.26	1.36
2006	9.77	51.96	32.82	1.14	98.04	69.73	13.82	1.41
2007	9.73	51.55	33.67	1.29	98.07	80.71	12.97	1.43
2008	9.71	51.38	33.52	1.50	98.86	84.98	11.60	1.34
2009	9.52	49.85	34.72	1.65	98.55	84.26	11.41	1.33
2010	9.16	48.15	36.62	1.84	98.44	91.11	11.14	1.33

年份	用水效益指标					
	工业用水比重/%	农业用水比重/%	第三产业用水比重/%	生活用水比重/%	人均生活用水量/m ³	人均水资源量/m ³
2005	8.85	77.89	1.82	12.12	27.82	451.43
2006	8.52	78.78	1.83	11.54	27.63	215.23
2007	10.99	75.07	2.00	12.49	29.34	414.20
2008	11.25	74.20	2.25	13.06	30.57	349.49
2009	11.23	73.46	2.57	13.55	31.51	301.57
2010	12.06	71.76	2.84	14.09	32.86	324.16

随着山东省快速的经济社会发展, 工业体系也日趋优化, 同时农业经济也全面的发展, 高科技的不断创新, 所带的第三产业创造的价值也蒸蒸日上。但是中国仍然是一个发展中的国家, 山东省大发展也处于中等水平, 因此选取 II 级标准作为评判标准, 根据上述方法可以得到 a 、 b 、 c 的值, 结合表 1 可以得到态势度 d_e 、 d_s 、 d_r 和 I 的值, 见表 5。

表 5 计算及评价结果

年份	d_e	d_s	d_r	I	评价结果
2005	0.7	0.7	0.9	0.6446	弱协调
2006	0.7	0.8	0.8	0.6864	弱协调
2007	0.7	0.8	0.8	0.6864	弱协调
2008	0.7	0.7	0.7	0.6999	弱协调
2009	0.8	0.7	0.7	0.7144	弱协调
2010	0.8	0.7	0.7	0.7144	弱协调

从表 5 可以看出山东省 2005—2010 年经济效

益、用水效益、水环境的协调发展指数 I 是呈上升趋势的, 从数据处理的结果来看该区域处于弱协调状态。从表 5 同时可以看出经济效益与用水效益的态势度较大的同时, 水环境的态势度也较大, 这就说明山东省在发展经济的同时, 对水环境造成了严重的破坏, 导致整个区域的协调发展指数呈弱协调状态。需要强调的是, 虽然水环境态势度较大, 但其数值在明显减小, 这与山东省近几年注重环保工作, 加大投资改善水环境, 加强对水资源的统一管理, 做好水资源的统一规划, 完善三废处理工作密不可分, 较好处理水环境污染问题从根本上减轻了水压力造成的负担, 保障整个区域产业结构与用水结构协调发展。

4 结 语

提出用集对分析联系数的同异反态势度排序方

法,计算出经济效益、用水效益和水环境的协调发展指数,建立该区域协调评价模型,对山东省产业结构与用水结构进行协调评价,分析结果为山东省的产业结构与用水结构呈现弱协调的状态,这与山东省现状发展情况相符合。该模型不受指标数量的限制,且不必赋予指标权重,计算简洁,可信度高。由于选取的是整个山东省作为实例,得到的研究结构可能不全面,需要更进一步的详细评价,有待更细分地研究山东省各市的协调情况,比对分析,有利于更好地说明协调评价结果。

参考文献:

[1] ZHANG X, Dong Z, LUO B. Industrial structure optimization based on water quantity and quality restrictions[J]. Journal of Hydrologic Engineering, 2013, 18(9): 1107-1113.

[2] LI W, LI L, QIU G. General nexus between water and electricity use and its implication for urban agricultural sustainability: a case study of Shenzhen, South China[J]. Journal of Integrative Agriculture, 2013, 12(8): 1341-1349.

[3] 雷社平,解建仓,阮本清. 产业结构与水资源相关分析理论及其实证[J]. 运筹与管理, 2004, 13(1): 100-105. (LEI Sheping, XIE Jiancang, RUAN Benqing. The correlation analysis and demonstration between industrial structure and water resources[J]. Operations Research and Management Science, 2004, 13(1): 100-105 (in Chinese))

[4] 云逸,邹志红,王惠文. 北京市用水结构与产业结构的成分数据回归分析[J]. 系统工程, 2008, 26(4): 67-71. (YUN Yi, ZOU Zhihong, WANG Huiwen. A regression model based on the compositional data of Beijing's water consumed structure and industrial structure[J]. Systems Engineering, 2008, 26(4): 67-71. (in Chinese))

[5] 蔡继,董增川,陈康宁. 产业结构调整与水资源可持续利用的耦合性分析[J]. 水利经济, 2007, 25(5): 43-45. (CAI Ji, DONG Zengchuang, CHEN Kangning. Study on coupling characteristics between sustainable utilization of water resources and adjustment of industrial structure[J]. Journal of Economics of Water Resources, 2007, 25(5): 43-45. (in Chinese))

[6] 汪党献,王浩,倪红珍,等. 国民经济行业用水特性分析与评价[J]. 水利学报, 2005, 36(2): 167-173. (WANG Dangxian, WANG Hao, NI Hongzhen, et al. Analysis and assessment of water use in different sectors of national economy[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2005, 36(2): 167-173. (in Chinese))

[7] GRANGER C W J. Investigating causal relations by econometric models and cross-spectral methods [J]. Econometrica, 1969, 37(3): 424-438.

[8] 雷社平,解建仓,黄明聪,等. 区域产业用水系统的协调度分析[J]. 水利学报, 2004, 5(5): 1-7. (LEI Sheping,

XIE Jiancang, HUANG Mingcong, et al. Coordination degree analysis of regional industry water use system[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2004, 5(5): 1-7. (in Chinese))

[9] 吴丽,田俊峰. 区域产业结构与用水协调的优化模型及评价[J]. 南水北调与水利科技, 2011, 9(4): 5 (WU Li, TIAN Junfeng. The coordinated optimization model and evaluation of regional industrial structure and regional water utilization structure [J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2011, 9(4): 5 (in Chinese))

[10] 赵克勤. 集对分析及其初步应用[J]. 大自然探索, 1994, 13(1): 67-71. (ZHAO Keqin. Set pair analysis and its preliminary application[J]. Discovery of Nature, 1994, 13(1): 67-71. (in Chinese))

[11] 金菊良,吴开亚,魏一鸣. 基于联系数的流域水安全评价模型[J]. 水利学报, 2008, 39(4): 401-409. (JIN Juliang, WU Kaiya, WEI Yiming. Connection number based assessment model for watershed water security[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2008, 39(4): 401-409. (in Chinese))

[12] 赵克勤. 基于集对分析的方案评价决策矩阵与应用[J]. 系统工程, 1994, 12(4): 67-72. (ZHAO Keqin. An applications of the scheme-appraisal decision matrix based on set pair analysis [J]. Systems Engineering, 1994, 12(4): 67-72. (in Chinese))

[13] 汪克亮. 基于集对分析的管理信息系统综合评价方法[J]. 统计与决策, 2007(19): 82-84. (WANG Keliang. The evaluation methodology of management operating system based on set pair analysis [J]. Statistics and Decision, 2007(19): 82-84. (in Chinese))

[14] 冯利华,张行才,龚建林. 基于集对分析的水资源变化趋势的统计预测[J]. 水文, 2004, 24(2): 11-14. (FENG Lihua, ZHANG Xingcai, GONG Jianlin. Statistical forecast of change tendency of water resources based on the set pair analysis [J]. Journal of China Hydrology, 2004, 24(2): 11-14. (in Chinese))

[15] 金华征,程浩忠,曾德君,等. 基于集对分析的柔性电网规划方法[J]. 中国电机工程学报, 2006, 26(3): 7-12. (JIN Huazheng, CHENG Haozhong, ZENG Dejun, et al. The planning method of flexibilia power grid based on set pair analysis [J]. Proceedings of The CSEE, 2006, 26(3): 7-12 (in Chinese))

[16] 石月珍,严以新. 集对分析在盐城滨海湿地区域协调发展评价中的应用[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2005, 33(3): 322-326. (SHI Yuezhen, YAN Yixin. Application of set pair analysis to coordinated development evaluation of coastal wetland region in Yancheng City [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2005, 33(3): 322-326. (in Chinese))

[17] 张林凤. 同异反态势排序在体育系统工程中的应用[J]. 系统工程, 1998, 16(3): 70-72. (ZHANG Linfeng. The application of ordering by similarities, differences, and counters in sport systems engineering [J]. Systems Engineering, 1998, 16(3): 70-72. (in Chinese))

(下转第 152 页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.013

基于渗透系数序贯高斯模拟的 水库渗漏量不确定性分析

张 飞¹, 温忠辉¹, 戴凤君², 李 伟³

(1. 河海大学水文水资源学院, 江苏 南京 210098; 2. 江苏水文水资源勘测局镇江分局, 江苏 镇江 212003;
3. 江苏省地质调查研究院, 江苏 南京 210018)

摘要: 水库库底地层渗透系数是影响水库渗漏量的主要因素之一, 研究渗透系数的空间变异特征可为水库渗漏量计算结果的可靠性分析提供科学依据。以天津市北塘水库库底地层渗透系数为研究对象, 先利用克里金插值对该参数系列进行了插补, 再对插补后的渗透系数系列进行了 500 次序贯高斯模拟, 最后分析了其空间变异性对库区渗漏量计算值不确定性的影响。结果表明: 库底地层垂向渗透系数空间结构可用球状模型描述, 在变程 1210 m 范围内具有高度空间相关性。以 2005 年 7 月 16 日渗漏量计算值总体为例, 最小值与最大值分别为 1389.49 m³/d、1897.30 m³/d, 且落在区间 1600 ~ 1850 m³/d 的频率高达 77.6%。

关键词: 渗透系数; 条件模拟; 空间变异性; 水库渗漏量; 不确定性

中图分类号: P641.2 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0069-05

Uncertainty analysis of reservoir leakage based on sequential Gaussian simulation of hydraulic conductivity

ZHANG Fei¹, WEN Zhonghui¹, DAI Fengjun², LI Wei³

(1. College of Hydrology and Water Resources, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. Zhenjiang Branch of Jiangsu Province Hydrology and Water Resources Investigation
Bureau, Zhenjiang 212003, China;
3. Geological Survey of Jiangsu Province, Nanjing 210018, China)

Abstract: Hydraulic conductivity of the reservoir bottom stratum is one of the main factors affecting reservoir leakage. Studying the spatial variability of hydraulic conductivity can provide a scientific basis for the reliability analysis of the calculation results of reservoir leakage. Using the bottom stratum of the Beitang Reservoir as a case study, the parameter series were extended through Kriging interpolation. Then, the interpolated hydraulic conductivity was estimated by sequential Gaussian simulation which was carried out 500 times. Finally, the effect of the spatial variability of hydraulic conductivity on the uncertainty of calculated leakage was analyzed. The results show that the spatial structure of vertical hydraulic conductivity can be described by a spherical model, and it has a high spatial correlation within 1210 m. As for the leakage calculated on July 16, 2005, the smallest value was 1389.49 m³/d, the largest value was 1897.30 m³/d, and the frequency of the calculated value falling into the range of 1600 to 1850 m³/d reached 77.6%.

Key words: hydraulic conductivity; conditional simulation; spatial variability; reservoir leakage; uncertainty

基金项目: 国家自然科学基金(41172203, 41201029, 41301017); 中国水利水电科学研究院流域水循环模拟与调控国家重点实验室开放研究基金(IWHR-SKL-201502)

作者简介: 张飞(1991—), 男, 硕士研究生, 研究方向为地下水数值模拟及开发利用。E-mail: jeff91214@sina.com

通信作者: 温忠辉, 副教授。E-mail: wenzh2812@sina.com.cn

地表水和地下水的相互作用是自然界中普遍存在的一种现象。正确认识地表水与地下水之间的相互作用,尤其是水量和水质的时空变化规律研究及交换水量的准确计算,对水资源的综合管理及合理开发利用具有重要的科学意义^[1]。进入 21 世纪,国内外许多组织和机构都将两者的相互作用作为水文学及水文地质学方面研究的热点问题^[2]。

水文地质参数的空间变异性是影响地表水与地下水相互作用强度的主要因素之一。其中,渗透系数在野外实际条件下的空间变异性较其他水文地质参数要大得多,最大值与最小值相差可达 13 个数量级^[3]。这就决定了渗透系数必须作为随机变量处理。同时渗透系数又具有一定程度上的结构性,比如,含水介质是在特定地质条件下沉积形成的,具有一定成层性^[4]。因此,地表水与地下水之间交换量计算的可靠度在很大程度上依赖于参数随机场的模拟是否反映出实际地区参数的空间变异性。

胡伏生等^[5]利用条件模拟对内蒙古霍林河市主要含水层渗透系数的分布特征进行了分析;陈彦等^[4]采用 Monte Carlo 法来研究含水介质渗透系数空间变异性对地下水数值模拟的影响;彭伟等^[6]进行了渗透系数的序贯高斯模拟对污染物运移的不确定性研究;束龙仓等^[7]在对北塘水库库底地层渗透系数进行 Monte Carlo 模拟的基础上,进行了地表水与地下水交换量的不确定性研究。综合前人研究的成果,与 Monte Carlo 法相比,条件模拟既考虑了参数的随机性,又考虑了参数的结构性,更能客观地反映参数实际变化特征^[6]。笔者在文献^[7]研究的基础上,运用地质统计学的原理和方法,分析参数的随机性和空间相关性,进一步探讨参数条件模拟对交换量不确定性的影响。

1 序贯高斯模拟法

对于某一特定的含水层而言,其空间上每一点的渗透系数都是确定的。但由于渗透系数难于准确获取,并且获取所有点的渗透系数也不太现实,因此如何合理利用有限个参数样本来推断含水层参数在空间上的分布特征成为难点之一。条件模拟是地质统计学一个重要的随机模拟手段,它是以区域化变量为基础、借助变异函数来研究既具有随机性又具有结构性的自然现象的手段。20 世纪 90 年代我国在水土资源领域开始引入条件模拟进行应用研究,并受到广泛关注^[8]。在条件模拟的多种方法中,序贯高斯模拟法由于灵活、简单、高效,成为条件模拟最常用的方法之一。

顾名思义,序贯高斯模拟就是将顺序模拟和高

斯模拟相结合的一种随机模拟方法。序贯高斯模拟的适用前提是模拟变量必须符合正态分布,若不符合,则须先将其进行正态变换。该方法前人已作了大量的叙述,限于篇幅,这里不再赘述。序贯高斯模拟方法原理及算法的实现可参见文献^[6]。

2 地表水与地下水交换量计算方法

天津市北塘水库库区垂向渗漏过程中,渗漏水量受下伏相对隔水层的阻挡,库水先垂向渗漏补给库底含水层,之后在侧向水力梯度作用下以侧向渗流为主。因此,在渗漏量计算过程中,可以将上述过程概化为侧向渗流。

库区渗漏量按照式(1)~(3)进行计算:

$$Q = \sum_{i=1}^n Q_i \quad (1)$$

其中 $Q_i = K_i A_i J_i \quad (2)$

$$J_i = \frac{\Delta H_i}{L_i} \quad (3)$$

式中: Q 为地下水与地表水交换量; Q_i 为各个分区的交换量; n 为分区个数; K_i 为各分区水量交换层渗透系数; A_i 为各分区的面积; J_i 为地下水与地表水之间的水力梯度,无量纲; L_i 为各分区的形心到对应地下水水位观测井的距离; ΔH_i 为库水位与地下水的水位差。

利用序贯高斯模拟法生成渗透系数随机场,渗流方向的确定仍沿用文献^[7]提出的 D8 算法。主要计算步骤如下:

- a. 将库底地层在平面上剖分成多个大小相同的正方形网格,逐一计算每个网格中心点到周围所有观测井的水力梯度,取其最大值作为该点渗流方向,得到任一网格的 J_i ;
- b. 将序贯高斯模拟法生成的参数模拟值分别赋值到相应的网格上,得到任一网格所代表的 K_i ;
- c. 根据式(2)计算得到任一网格 A_i 上地表水与地下水交换量 Q_i ;
- d. 将所有网格各自的 Q_i 相加即得水库渗漏总量 Q ;
- e. 重复步骤 a~c,得到水库渗漏量 Q 的多次模拟值。

3 实例研究

3.1 研究区概况

北塘水库位于天津市塘沽区北塘镇西北约 2 km,是一座已建成的中型平原水库。地理坐标为 117°38'E ~ 117°41'E, 39°06'N ~ 39°08'N。2003 年 12 月北塘水库增容扩建后,总库容达到 3 977 万

m³,设计水位 7.00 m,蓄水面积 7.31 km²,围堤总长约 10.40 km。库底地层岩性以黏土、粉质黏土为主,夹粉砂、粉土透镜体,整体上含水不丰富,埋藏较浅,地下径流微弱。库区地下水为孔隙潜水和微承压水,分别分布于上部陆相层和第一海相层上部的粉砂、粉土层中。库区周边地下水埋深 0.55~2.56 m,平均 1.42 m,北侧和东北侧地下水水位较高。北塘水库地理位置、平面形状及库底地层岩芯采样点位置见图 1。

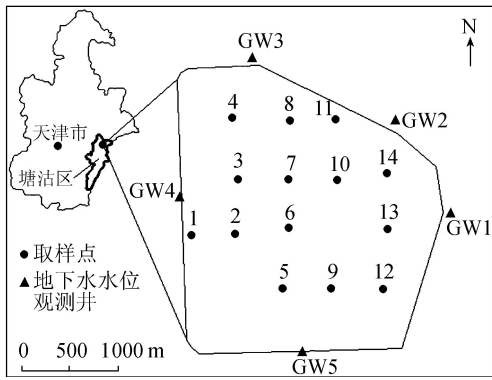


图 1 北塘水库地理位置、平面形状及库底地层岩芯采样点位置

库区共布置了岩芯采样点 14 个,在对土样进行室内颗粒分析试验后,选取 ALYAMANI&SEN 公式最终计算得到这 14 个测点的渗透系数。

本文选取 2005 年 7 月 16 日,8 月 31 日,9 月 15 日地表水与地下水水位动态观测资料进行分析计算,地表水、地下水水位动态资料见表 1。

表 1 地表水、地下水水位动态观测资料 m

日期	库水位	各观测井水位				
		GW1	GW2	GW3	GW4	GW5
2005-07-16	5.900	2.14	1.923	3.348	1.78	1.57
2005-08-31	7.046	2.41	4.743	3.878	2.60	2.22
2005-09-15	7.011	2.26	4.513	4.138	2.55	1.94

3.2 序贯高斯模拟

渗透系数半方差函数分析及序贯高斯模拟均用 GS⁺9.0 软件进行计算和模拟,研究区参数模拟的空间分布图用 ArcMap10.2 软件绘制,参数统计和 P-P 图在 SPSS12.0 软件中进行。

3.2.1 渗透系数统计特征分析

为了对研究区渗透系数分布有个总体的认识,对这 14 个测点样本进行了统计分析 & 非参数检验^[9],结果表明:样本分布类型为对数正态,均值为 4.56 cm/d,标准差为 8.67,最大值为 24.71 cm/d,最小值为 8.35×10^{-5} cm/d,变异系数为 190%,属高强度变异^[10]。插值精度在很大程度上受到数据变异性的影响,在相同的插值精度条件下,数据变异性越大所需的样本数越多。若仅对这 14 个测点样本进

行地质统计分析,则资料不够充分,并且库岸处布设点数较少。为了解决此问题,可以利用这 14 个样本进行克里金插值,得到如图 2 所示的库区库底地层渗透系数等值线,然后在该图中较均匀地取点,并结合库底地层地质勘探资料,最终获得 20 个点来插补资料系列^[11]。根据国外相关研究成果^[12],虽然该方法获取的数据有一定近似性,但对数据的半定量及定性分析不会产生明显影响。

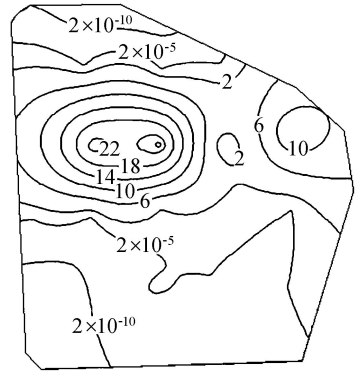


图 2 库区库底地层渗透系数等值线(单位:cm/d)

对插补后的 34 个参数样本分别绘制正态(图 3(a))和对数正态(图 3(b)) P-P 概率图,相对于正态分布而言,该渗透系数系列更接近对数正态分布。将该系列取自然对数后,再对该参数系列进行 K-S 检验^[13]。检验结果表明,在 0.05 显著性水平下,lnK 系列的 $P > 0.05$,接受正态分布的原假设,故 lnK 系列服从正态分布,满足了序贯高斯模拟需以数据场呈正态分布的前提^[14]。

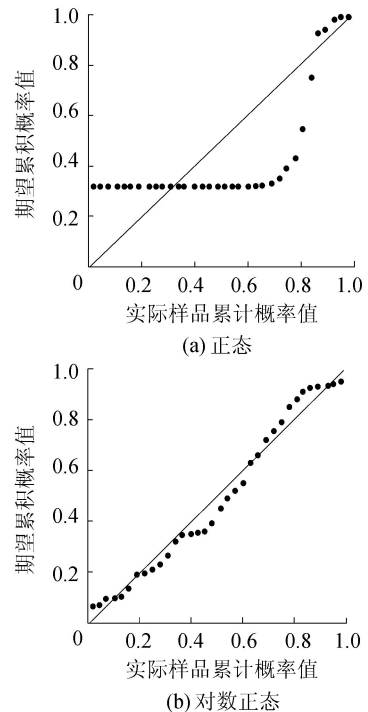


图 3 K 系列的正态及对数正态 P-P 概率图

3.2.2 半方差函数的结构分析

半方差函数是研究含水层渗透系数空间变异的一种有效方法。利用 GS+9.0 软件可以很方便地获得库底地层渗透系数的最佳理论半方差函数(图 4)。

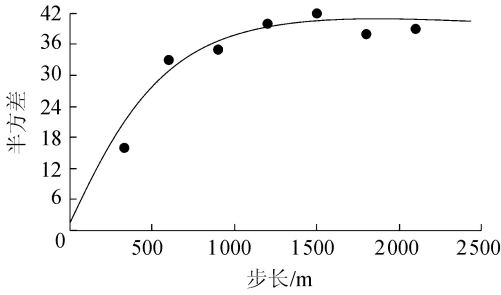


图 4 含水层渗透系数半方差函数

图 4 中半方差函数为球状模型, $C_0 = 2.12$, $C_0 + C = 39.52$, $a = 1210$ m, $R^2 = 0.879$, $R_{SS} = 29.53$ 。其中: C_0 表示块金效应; $C_0 + C$ 表示基台值; $C_0 / (C_0 + C)$ 表示参数空间变异性程度, 研究区渗透系数 $C_0 / (C_0 + C)$ 值为 0.05%, 属高度空间相关性^[10]。 a 表示参数变程, 即在该值范围内, 观测值之间存在一定的相关性, 观测值之间的距离超过该值时则相互独立。研究区参数变程为 1210 m, 大于采样距离。综合以上分析, 研究区渗透系数在变程 1210 m 范围内具有高度的空间相关性。

3.2.3 渗透系数条件模拟

利用图 4 半方差函数理论模型对库底地层渗透系数进行了 500 次序贯高斯模拟。为避免模拟过程中模拟值出现负值^[15], 在 GS+9.0 软件中将模拟值的上限和下限分别设为参数实测值的最大值和最小值。设定剖分网格大小为 20 m×20 m, 即每个网格面积为 400 m²。将模拟的参数随机场导入 ArcMap 中转换成点位图, 剔除研究区外的数据。最终得到插值数据 18 048 个, 用于渗漏量的计算。图 5 列出模拟中随机抽取的两次条件模拟的参数空间分布图。

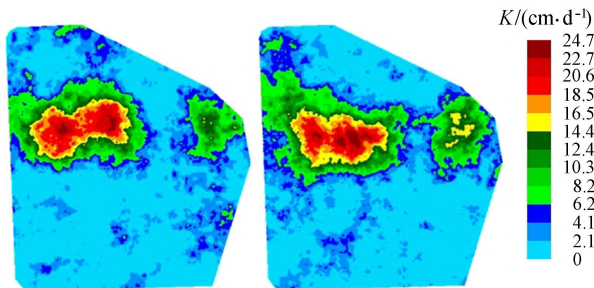


图 5 渗透系数条件模拟实现

由图 5 可知, 渗透系数具有明显的空间变异性, 渗透系数较大的区域位于库区中北部, 也是水库渗漏风险最大的区域, 其他区域渗透系数较小。这是

由于库区中北部第四系全新统上部陆相层在水库增容扩建期间破坏较为严重, 下伏的粉砂和粉土层出露库底, 而其他区域地层多为黏土类沉积物, 透水性差^[16]。

3.3 渗流方向的确定

依据文献[7]提出的 D8 算法, 分别计算每个网格中心点到周边 5 口观测井的水力梯度, 取其最大值作为渗流方向, 最终得到每个网格的 J_i 。图 6 为不同时刻渗流方向示意图。

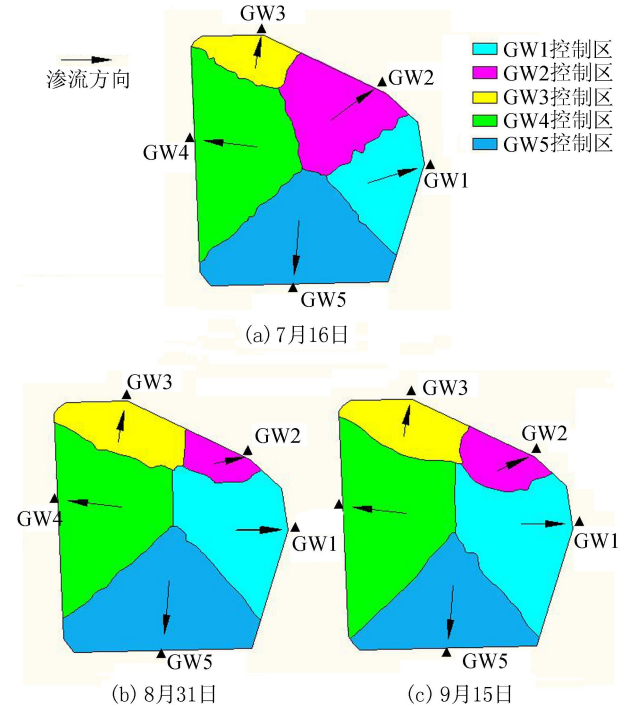


图 6 不同时刻渗流方向示意图

3.4 计算渗流量

在给每一网格 J_i, K_i 赋值的基础上, 根据式(1)~(3)分别计算 3 个时刻的渗流量, 这就得到每个时刻一次渗透量模拟值。按照一共模拟 500 次渗透系数随机场计算, 可得到每个时刻样本容量为 500 的渗流量总体。渗流量计算结果见表 2, 其频率分布见图 7。

表 2 水库渗流量计算结果 m³/d

日期	渗流量最小值	不同频率渗流量					渗流量最大值
		p = 10%	p = 30%	p = 50%	p = 80%	p = 90%	
2005-07-16	1389.49	1560.64	1658.83	1720.65	1795.84	1842.83	1897.30
2005-08-31	1441.41	1629.53	1721.40	1787.94	1872.72	1922.42	1986.30
2005-09-15	1453.45	1648.44	1740.88	1815.95	1900.16	1946.86	2023.23

综合表 2 及图 7 分析, 基于渗透系数序贯高斯模拟的渗流量计算结果, 最大值与最小值相差约 1.4 倍, 频率分布呈偏右型。以 7 月 16 日计算的渗流量总体为例, 最小值与最大值分别为 1389.49 m³/d、1897.30 m³/d, 且落在区间 1600 ~ 1850 m³/d 的频率较高, 其频率高达 77.6%。

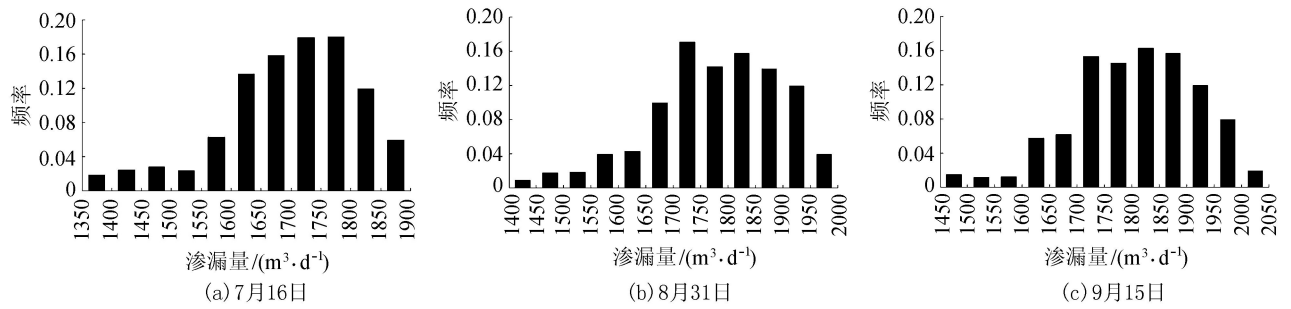


图7 2005年渗漏量频率分布

4 结论

a. 库区渗透系数较大的区域位于中北部,也是水库渗漏风险最大的区域,其他区域渗透系数较小。与 Monte Carlo 法相比,基于序贯高斯模拟的渗透系数随机场既考虑了参数空间随机性,又考虑了参数的结构性,其模拟结果更能反映出实际库底地层地质条件。

b. 影响渗漏量的主要因素是渗透系数的空间变异性,同一时刻基于不同渗透系数随机计算出的渗漏量相差约 1.4 倍。此外,不同时刻空间渗流方向的变化也会对渗漏量的计算产生影响。

c. 针对其他的水文地质参数,如孔隙度、给水度、导水系数等,在对其进行正态检验或正态变换后,均可以通过多次序贯高斯模拟,产生大量不同插值结果的参数随机场,进而进行不确定性分析。若参数样本偏少,利用克里金插值来插补资料不失为一种有效的方法。

参考文献:

[1] 胡立堂,王忠静,赵建世,等. 地表水和地下水相互作用及集成模型研究[J]. 水利学报,2007,38(1):54-59. (HU Litang, WANG Zhongjing, ZHAO Jianshi, et al. Advances in the interactions and integrated model between surface water and groundwater [J]. Journal of Hydraulic Engineering,2007,38(1):54-59. (in Chinese))

[2] 胡俊锋,王金生,滕彦国. 地下水与河水相互作用的研究进展[J]. 水文地质工程地质,2004(1):108-113. (HU Junfeng, WANG Jinsheng, TENG Yanguo. Study progress of interaction between stream and groundwater [J]. Hydrogeology and Engineering Geology,2004(1):108-113. (in Chinese))

[3] FREEZE R A, CHERRY J A. Groundwater [M]. Upper Saddle River, NJ:Prentice-Hall, 1979.

[4] 陈彦,吴吉春. 含水层渗透系数空间变异性对地下水数值模拟的影响[J]. 水科学进展,2005,16(4):482-487. (CHEN Yan, WU Jichun. Effect of the spatial variability of hydraulic conductivity in aquifer on the numerical

simulation of groundwater [J]. Advances in Water Science,2005,16(4):482-487. (in Chinese))

[5] 胡伏生,陈连竹,万力,等. 含水层参数不确定性与地下水开采量可靠性评价[J]. 南京大学学报(自然科学版),1999,35(6):675-682. (HU Fusheng, CHEN Lianzhu, WAN Li, et al. Uncertainty of aquifer property and assessment of groundwater yield reliability [J]. Journal of Nanjing University (Natural Sciences), 1999, 35(6):675-682. (in Chinese))

[6] 彭伟,吴剑锋,阎婷婷. 渗透系数的条件模拟对污染物运移的不确定性分析[J]. 南京大学学报(自然科学版),2008,44(3):280-288. (PENG Wei, WU Jianfeng, YAN Tingting. Uncertainty analysis of the contaminant transport fate using conditional simulation of hydraulic conductivity [J]. Journal of Nanjing University (Natural Sciences),2008,44(3):280-288. (in Chinese))

[7] 束龙仓,鲁程鹏,李伟. 考虑参数不确定性的地表水与地下水交换量的计算方法[J]. 水文地质工程地质,2008(5):68-71. (SHU longcang, LU Chengpeng, LI Wei. Calculation method of the exchange volume between surface water and groundwater based on uncertainty of parameters [J]. Hydrogeology and Engineering Geology, 2008(5):68-71. (in Chinese))

[8] 陈亚新,徐英,史海滨,等. 条件模拟原理和技术进展及在水资源系统中的应用[J]. 水科学进展,2002,13(2):246-252. (CHEN Yaxin, XU Ying, SHI Haibin, et al. Theory, development and application of the conditional simulation in water resources system [J]. Advances in Water Science,2002,13(2):246-252. (in Chinese))

[9] 陈元芳. 统计试验方法及应用[M]. 哈尔滨:黑龙江人民出版社,2000:25-65.

[10] 杨奇勇,杨劲松,姚荣江,等. 耕地土壤有机质空间变异性的随机模拟[J]. 农业工程学报,2010,26(12):324-329. (YANG Qiyong, YANG Jinsong, YAO Rongjiang, et al. Stochastic simulation of cultivated soil organic matter spatial variability [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2010,26(12):324-329. (in Chinese))

(下转第 152 页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.014

大藤峡水利枢纽工程设计中的水生态优化措施

王丽¹, 朱远生¹, 杨晓灵¹, 梁晓华²

(1. 珠江水资源保护科学研究所, 广东 广州 510610; 2. 广西壮族自治区环境保护技术中心, 广西 南宁 530028)

摘要: 针对水利水电工程对环境的影响和大藤峡水利枢纽工程所在江段的水生生态敏感性, 探讨大藤峡水利枢纽工程设计中的水生态优化措施: 优化运行水位; 采取保护鱼类、优化施工方案的多种水生态保护措施; 实施生态调度。分析这些水生态保护措施的可行性及有效性, 认为这些措施技术上可行, 可有效减缓水利工程对鱼类产卵场及鱼类资源的影响。

关键词: 大藤峡水利枢纽工程; 水生态敏感性; 水生态优化; 生态调度; 鱼类产卵场; 鱼类资源

中图分类号: X820.3; TV61 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0074-05

Measures for aquatic ecological optimization in design of Datengxia Water Project

WANG Li¹, ZHU Yuansheng¹, YANG Xiaoling¹, LIANG Xiaohua²

(1. Scientific Institute of Pearl River Water Resources Protection, Guangzhou 510610, China

2. Environmental Protection Technology Center of Guangxi Zhuang Autonomous Region, Nanning 530028, China)

Abstract: With consideration of the influence of hydraulic and hydro-power projects on aquatic environments and the sensitivity of the aquatic ecosystem in the river reach of the Datengxia Water Project, measures for aquatic ecological optimization in the design of the Datengxia Water Project are discussed in this paper. These measures include optimizing the operating water level, protecting the aquatic ecosystem through fish conservation and optimization of construction schemes, and aquatic ecological operation. The feasibility and effectiveness of the measures are analyzed. The results show that the measures are technically applicable and can effectively reduce the influence of water projects on fish spawning sites and fish resources.

Key words: Datengxia Water Project; sensitivity of aquatic ecosystem; aquatic ecological optimization; ecological operation; fish spawning site; fish resources

珠江流域具有较强的水体自净能力和生态环境自我修复能力, 流域总体开发利用程度约 17.9%, 生境多样性条件丰富, 水质良好。为切实保护珠江, 大力推进流域水生态文明建设, 为子孙后代留下一条健康优美的河流, 水利部珠江水利委员会(以下简称珠江委)在分析珠江特点和总结多年治江实践经验的基础上, 于 2005 年提出了“维护河流健康, 建设绿色珠江”的治理总体目标^[1-2]。建设绿色珠江, 要把生态文明理念融入流域水资源开发、利用、配置、节约、保护的各方面以及水利规划、建设、管理的各环节中, 在合理利用河流为人类服务的同时, 更加

注重水资源承载力对经济社会发展的约束, 注重维护河流健康。

近年来, 珠江委一直致力于将绿色珠江的理念贯彻到各项流域管理实践中, 在流域控制性工程大藤峡水利枢纽的设计中充分融入生态保护理念, 从生态保护的视角, 对工程设计进行一系列优化, 以达到保护生态环境、维护河流健康的目的。本文分析水利水电工程对环境的影响, 以及大藤峡水利枢纽工程所在江段的水生生态敏感性, 认为大藤峡水利枢纽工程设计中的水生态优化措施已较好地绿色珠江建设理念贯彻到工程设计过程中。

作者简介: 王丽(1974—), 女, 高级工程师, 博士, 主要从事水资源保护、水利工程环境影响评价工作。E-mail: 79846493@qq.com

1 水利水电工程建设对环境的影响

水利水电工程建设对环境的影响主要体现在两个方面:①大坝阻隔对水文情势、河流泥沙、局地气候、水生生物、水体自净能力等方面的影响,其中受到较多关注的是对水文情势及水生生物的影响;②水库淹没产生的影响,主要体现在对重要生境、陆生生物的影响及移民安置带来的社会影响等^[3-4]。

在水生生态影响方面,修建水利工程会改变河流的自然形态,引起局部河段水流的水深、含沙量等发生变化,进而引起河流上下游的水文、泥沙情势发生变化。而水文、泥沙的改变是影响河流生态环境变化的原动力,并将进一步影响河流的水温、水质、地质环境以及局部地区的气候。上述变化对水生生物特别是鱼类将产生较明显的影响,水深、水温的改变将导致底栖生物的种类变化,并影响鱼类的产卵环境;大坝的修建也将直接影响洄游鱼类的基因交流,改变鱼的种类等。

2 工程概况及水生态敏感性分析

2.1 大藤峡水利枢纽工程概况

大藤峡水利枢纽工程坝址位于珠江水系西江流域黔江干流大藤峡出口,距下游桂平市黔江彩虹桥6.6 km,坝址以上控制流域面积19.86万km²,约占西江水系流域总面积的56.2%;坝址处多年平均径流量1340亿m³,多年平均流量4240m³/s;工程正常蓄水位61.0 m,死水位47.6 m,防洪起调水位47.6 m,水库总库容34.3亿m³,防洪库容15亿m³;电站总装机容量1600 MW(8台机组),多年平均年发电量61.30亿kW·h;规划航道等级为I级,多年船闸设计通航最大船舶等级3000 t。根据工程任务要求,大藤峡水利枢纽每年6—8月按照防洪水位47.6 m运行,4、5、9月按59.6 m运行,10月至次年3月按照正常蓄水位61.0 m运行。

大藤峡水利枢纽工程开发任务以防洪、航运、发电和水资源配置为主,结合灌溉等综合利用任务,是西江北江中下游防洪体系中不可替代的控制性工程,具有显著的航运、压咸、灌溉等综合效益,在珠江流域防洪减灾和水资源综合利用中具有不可或缺的作用和地位^[5-6]。

2.2 大藤峡所在江段的水生态敏感性

大藤峡水利枢纽工程所在江段的水生生态敏感程度非常高,库尾有红水河来宾段珍稀鱼类自治区级自然保护区;库尾到坝下分布有12个产漂流性卵的鱼类产卵场,其中大藤峡坝下10 km处的东塔鱼类产卵场为西江水系主要产卵场之一,亦被称为全

国第二大产卵场^[7],该江段鱼类资源丰富,记录各种鱼类270种,其中记录有国家级保护鱼类中华鲟、花鳗鲡、唐鱼、广西壮族自治区重点保护鱼类鲃鱼等珍稀特有鱼类33种。

从整个流域来看,大藤峡江段是高原山地急流性鱼类向江河平原鱼类过渡区,是流水性鱼类的重要生境之一,也是珠江洄游鱼类的重要通道,鱼类多样性丰富。在流域鱼类资源保护中,大藤峡江段具有重要地位。

3 水生态优化措施探讨

为了减缓大藤峡水利枢纽工程建设对水生生态的不利影响,践行“维护河流健康,建设绿色珠江”的要求,在大藤峡水利枢纽工程的设计过程中采取一系列的水生态优化措施。

3.1 优化运行水位

大藤峡库尾分布有红水河来宾段珍稀鱼类自治区级自然保护区。保护区分2段,西段西起上滩(N23°40′08″、E109°02′39″),东至召平出口下三门(N23°42′02″、E109°08′35″);东段西起红河农场渡口下行1.8 km处(N23°43′38″、E109°23′55″),东至三江口(N23°47′53″、E109°31′54″),保护区所涉河段总长度为44.5 km,水域面积约582 hm²。每年4—9月的丰水期、平水期,保护区上滩下游2.2 km处至召平出口下三门上游0.8 km处的7.5 km河段为季节性核心区,其余河段为实验区;每年10月至次年3月枯水期,保护区所有河段为实验区。保护区内分布有定子滩和大步2个鱼类产卵场,其中定子滩产卵场位于季节性核心区内。根据该产卵场2013年5月20日—7月18日的监测结果,在红水河来宾江段共采集鱼卵5727颗,鱼苗10尾。根据产卵径流公式推算该江段鱼卵(苗)总量为1.8亿颗(尾),鱼卵主要种类为银鮰,鱼苗已鉴定种类有鰕虎、鳊、鳊、大眼华鳊等,其中定子滩产卵场的产卵规模占该江段的38.9%,即鱼卵(苗)量为0.7亿颗(尾)。

为避免水库回水对保护区季节性核心区的不利影响,工程设计在水库汛期水位已经降至47.6 m的基础上,继续以损失0.26亿kW·h电量的代价,将4月运行水位从61.0 m降低至59.6 m,使得水库回水位置处于保护区季节性核心区下游(图1)。

运行水位优化后,根据该江段鱼类自然繁殖所需的水文水力学特征,在漂流性卵鱼类的主要产卵季节5—7月,水温18~24℃条件下,鱼卵从受精卵到孵化出膜约需要36 h,达到鳔一室期约需139 h,才能发育成具有主动游泳能力的幼鱼。定子滩产卵场鱼卵经过36 h孵化出苗的漂程见图2。由图2可

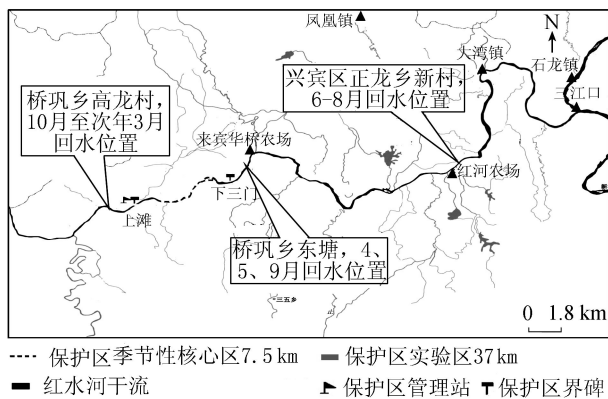


图1 4月水位调整后大藤峡水库回水位置示意图

可以看出,定子滩产卵场5、7月份产出的鱼卵在大藤峡库区孵化出苗但不能达到鳃一室成为具有主动游泳能力的仔稚鱼,6月份产出的鱼卵要通过大坝在坝下孵化出苗。因此,定子滩产卵场5—7月4大家鱼鱼卵及同时库区孵化出的仔鱼均要通过大坝才能发育成具有主动游泳能力的仔稚鱼。利用葛洲坝21#水轮机组进行鱼类通过水轮机的标志回捕实验,结果表明,106尾不同长度的鳊鱼在通过水轮机后,仍保持92%~100%的成活率;且20~30cm组的活体回捕率和24h成活率均大于30~50cm组。可以推断,在一定流量条件下,体长小于50cm的鱼类个体在通过水轮机组时受水轮机影响较小,且个体越小,受水轮机的影响越小。而大藤峡坝下江段多年渔获物调查资料显示,坝下江段鱼类体长分布中,小于50cm的个体占绝大多数,因此预计幼苗通过大藤峡发电机组后所受影响相对较低,成活率较大。

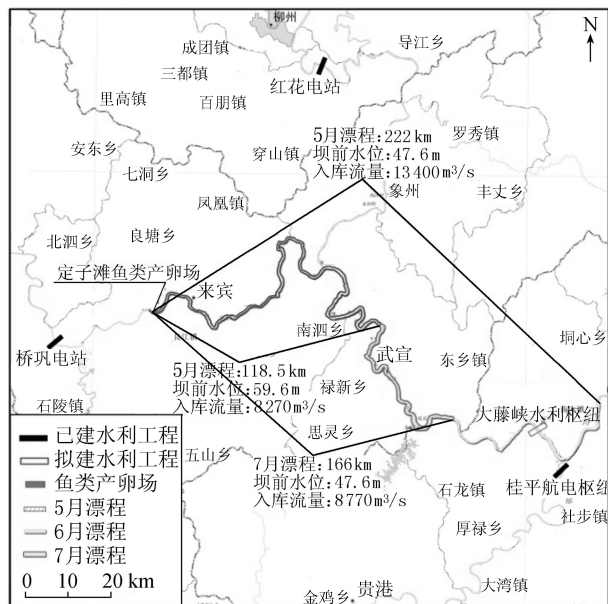


图2 定子滩产卵场鱼卵孵化漂程示意图

3.2 采取水生态保护措施

3.2.1 鱼类保护措施

大藤峡水利枢纽工程是珠江水系西江干流红水

河规划的最末一个梯级。为了保护工程所在江段乃至流域的鱼类资源,提出了由生境保护、过鱼设施、生态调度、增殖放流、科学研究和渔政管理等组成的鱼类保护措施体系,见表1。

表1 大藤峡水利枢纽鱼类保护措施体系

措施名称	保护对象	主要作用
栖息地保护	因库区水文情势的改变,流水生境减少而受影响的鱼类斑鳢、光倒刺鲃、南方白甲鱼、东方墨头鱼、单纹似鲃、乌原鲤、长臀鲃、长鳍光唇鱼、稀有白甲鱼、唇鲮、暗色唇鲮等	通过保护鱼类生境,保护鱼类资源
过鱼设施	鳊鱼、花鳊鱼以及短距离洄游鱼类	减缓大坝阻隔的影响
南木江生态通道	因电站调峰而受影响的鱼类	减缓枢纽调度对鱼类的影响
鱼类增殖放流	因产卵场淹没而受影响的产漂流性卵鱼类四大家鱼、银鲮、黄尾鲮等和产黏性卵鱼类长臀鲃、斑鳢、唇鲮、暗色唇鲮、南方白甲鱼等。	补充鱼类种群数量,恢复鱼类资源
科学研究	受影响的珍稀保护鱼类	研究人工驯养和繁殖技术,为鱼类增殖放流提供技术支持
渔政管理	江段所有鱼类	加强管理,保护鱼类资源及其重要生境

a. 栖息地保护。野生动物及其栖息环境(如森林、河流、湿地和草原等)是大自然赋予人类最为宝贵的资源,保护好栖息地是生物多样性保护的一种有效手段。在目前的水生生态保护中,栖息地保护是正被逐渐使用且行之有效的措施之一。通过对大藤峡库区、坝下河段及支流水文条件、水质状况、河流开发现状及规划、鱼类资源现状及保护情况、管理可行性等因素进行筛选,划定桥巩坝下至柳江河口、柳江红花水电站至三江口以及洛清江江口电站以下至柳江河口两段、南木江黔江汇口至浔江河口河段、大藤峡坝下至桂平东塔河段为大藤峡江段鱼类栖息地保护范围(图3)。采取设置人工鱼巢、人工产卵场、加强渔政管理等多种措施对栖息地范围内鱼类资源进行保护。

栖息地保护河段总长256.8km,涵盖了鱼类自然保护区、鱼类产卵场等重要水生生境。从栖息地的生境条件及鱼类资源现状可以看出,通过栖息地的保护,可以有效保护大藤峡库区及坝下江段的鱼类资源。

b. 过鱼设施。鱼道是针对人类活动破坏鱼类洄游通道而采取的补救措施,通常是通过设置隔板将上下游水位差分为若干级,利用消能减速以及控制水流流量等措施,来创造适合于鱼类上溯的流态,一般适用于中低水头的大坝。我国修建的过鱼设施中鱼道运用最多。

根据大藤峡的坝高、所处河段自然条件、河段鱼

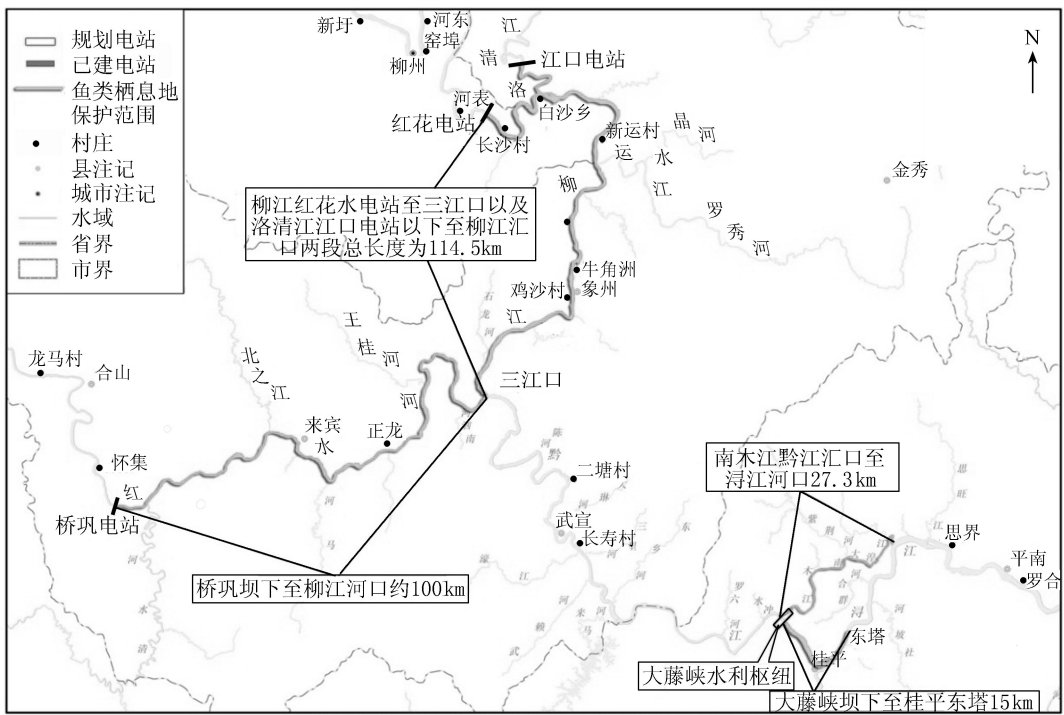


图3 大藤峡江段鱼类栖息地保护范围

类特点等,结合大藤峡水利枢纽工程可能对鱼类产生的影响,拟在黔江主坝右岸设置过鱼通道。由于鱼道的过鱼季节涵盖水库运行的主汛期和非汛期,因此在过坝时分设两个出口,其中主汛期鱼道长1999 m,非主汛期鱼道长1238 m,鱼道长度总计3237 m。由于大藤峡下游长洲水利枢纽已建鱼道,从近几年长洲鱼道的过鱼效果,可推测大藤峡鱼道的建设对上下游鱼类的交流将起到重要的连通功效。

c. 南木江生态通道。仿自然通道是在岸上人工开凿的类似于自然河流的小型溪流,通过溪流底部、沿岸由石块堆积成的障碍物的摩擦起到消能、减缓流速的目的,适应河流生态恢复的原则。

鉴于黔江支流南木江对大藤峡坝址上下游河段具有天然水力联通作用,可以为大藤峡大坝建设后坝上坝下的营养物质和能量、生物群落连通提供基础,因此,规划在南木江采取工程措施建设鱼道和仿自然通道,工程鱼道布置在左岸,总长1254 m,同时在南木江构筑人工仿生态河道,增加大藤峡上下游的水力连通;同时实行生态流量泄放、禁渔保护等管理措施,使其作为大藤峡枢纽建成后的水力、生态联通通道和鱼类的栖息地。

d. 鱼类增殖放流。鱼类人工增殖放流是补偿水利水电工程开发造成鱼类资源衰退、保护珍稀濒危鱼类种群延续以及补充经济鱼类资源的一种重要手段^[8]。我国已先后建成乌江索风营、大渡河瀑布沟、金沙江向家坝、澜沧江糯札渡、雅砻江锦屏、红水河桥巩等近20座鱼类增殖站,并相继开展大规模的

放流活动^[8],对保护、恢复和增殖珍稀濒危鱼类种群,增强鱼类种群生存和延续能力,提高天然水域的鱼类资源量有着重要意义^[9]。

为缓解大藤峡枢纽工程建设对鱼类种群、资源量的不利影响,拟于大藤峡业主营地布置占地4hm²的鱼类增殖放流站,进行受影响珍稀特有鱼类的野生亲本捕捞、运输、驯养,实施人工繁殖和苗种培育,提供苗种进行放流等。近期人工增殖放流对象主要是4大家鱼、长臀鮠、斑鳊、光倒刺鲃、三角鲂、赤眼鳟、银鲴、黄尾鲴、卷口鱼等珍稀特有和经济鱼类。

e. 建设红水河珍稀鱼类保育中心。为更加有效地保护红水河流域鱼类资源,大藤峡水利枢纽工程将与珠江流域其他梯级水电工程共建红水河珍稀鱼类保育中心。该中心不承担增殖放流任务,主要任务是基于流域水生生物保护的需要,组织开展红水河流域范围内珍稀濒危及特有鱼类的调查、监测、繁育、救护及科研等多方面的工作,组织开展黔江及浔江江段中华鲟应急救援能力建设,逐步开展珍稀、濒危种类种群、个体、精卵、胚胎、细胞、基因等多层次的种质资源保护技术及应用实践研究,建造红水河珍稀鱼类保护平台。红水河珍稀鱼类保育中心的建设将为红水河流域的鱼类资源做技术储备,为鱼类的保护进行前期研究,对鱼类保护具有不可估量的作用。

3.2.2 施工方案优化

根据早期设计,大藤峡水利枢纽工程有两个主要砂砾石料场,即铜鼓滩料场和江口料场(图4),但

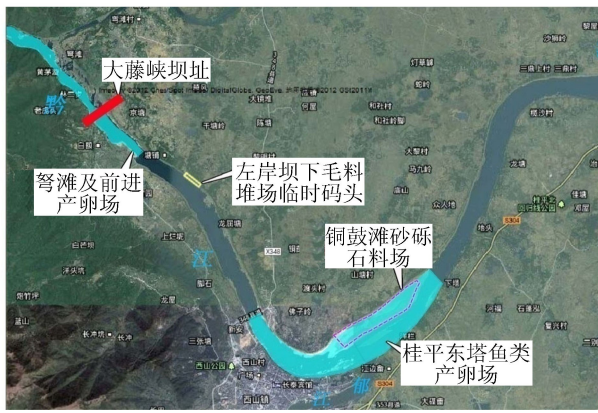


图4 铜鼓滩料场与东塔鱼类产卵场位置关系

铜鼓滩料场所在位置为东塔鱼类产卵场,该产卵场是珠江水系西江段最主要的草、青、鲢、鳙、鲮、鳊、鲂等鱼类天然产卵场之一,是江河鱼类一个天然的基因库。为更好地保护东塔鱼类产卵场的生态环境,工程设计阶段对料场方案进行修改,重新寻找新的料场。同时,为了保护江口料场所在区域的鱼类产卵活动不受影响,对江口料场的开采范围及开挖时序也进行了优化。

3.3 实施生态调度

生态调度是一种主要的河流生态修复措施,国际上许多国家开展了生态调度实践。自2000年以来,我国珠江、黄河、嫩江、海河、太湖、淮河各大流域都陆续开展了生态调度实践。针对大藤峡所在流域水生生态保护目标的生态需水要求及大藤峡水利枢纽工程的水生生态影响特点,在工程方案设计时要制定生态调度措施。

a. 在大藤峡水库营运期,通过泄水低孔结合发电下泄 $700 \text{ m}^3/\text{s}$ 的生态流量;在流域压咸期,通过利用发电机组发电下泄压咸流量,服从流域水资源配置调度要求。

b. 在鱼类产卵期,当流域来水偏枯,无明显洪水时,采用人造洪峰调度方式来刺激鱼类洄游产卵。

c. 在4—7月入库流量大于 $3000 \text{ m}^3/\text{s}$ 时,电站不参与电网调峰调频调度,保留水流对鱼类产卵的刺激作用,满足鱼类产卵育幼要求。

3.4 水生生态保护措施的可行性及有效性分析

大藤峡水利枢纽工程设计时采取的各项水生生态保护措施,多为目前已经应用且较成熟的措施,经过优化调整,从技术上来看是可行的。

通过主要产卵期低水位运行、栖息地保护、制定禁渔区和禁渔期、建设南木江鱼道、建设人工产卵场、增殖放流及珍稀鱼类保育等措施,大藤峡水利枢纽工程对产漂流性卵鱼类的产卵场及鱼类资源的影响能够得到有效减缓。采取保护措施后,定子滩、老

城厢、大步、里壅、运江鱼类产卵场产卵功能可以得到发挥,原分布于衣滩、石龙三江口、大藤峡、前进产卵场的鱼可以上溯至这些产卵场繁殖;东塔、盆龙及观音阁产卵场基本不受影响。红水河来宾段、柳江红花电站下游、大藤峡坝下桂平江段鱼类资源丰富,鱼类多样性高,且以流水性鱼类为主,将此3个河段作为栖息地保护,可有效保护大藤峡库区及坝下江段现有的各种鱼类。大藤峡鱼道下游的长洲水利枢纽已建设有鱼道,根据水利部中国科学院水工程生态研究所2011—2013年连续对长洲鱼道的观测结果,鱼道过鱼效果良好。大藤峡主坝鱼道与长洲鱼道相似,南木江生态通道为近仿自然通道,它们的建设将对上下游鱼类的交流起到重要的连通功效。大藤峡鱼类增殖站建成后人为放流受工程影响较大的鱼类,可以补充鱼类资源量,对稳定大藤峡库区及坝下的鱼类种群资源数量起到有效的作用。

4 结语

识别及调查大藤峡水利枢纽工程所在河段的水生生态敏感保护目标,分析预测大藤峡水利枢纽工程对水生生态特别是鱼类资源的影响,从协调工程建设和鱼类保护的角度出发,笔者提出采取多种水生生态保护措施,以有效减缓水利工程对鱼类产卵场及鱼类资源的影响。

在下一阶段工程的建设实施中,应进一步研究如何将水生生态保护措施落实并充分发挥其效用,使大藤峡水利枢纽工程真正成为珠江流域人水和谐的生态保护工程典范。

参考文献:

- [1] 岳中明. 建设绿色珠江的内涵与实践[C]//中国水利学会. 中国水利学会2013年学术年会论文集. 北京:中国水利水电出版社,2013.
- [2] 水利部珠江水利委员会. 绿色珠江建设战略规划[R]. 广州:水利部珠江水利委员会,2013
- [3] 邹家祥,朱党生. 环境影响评价技术手册:水利水电工程[M]. 北京:中国环境科学出版社,2009
- [4] 张东亚,牛天祥. 水电工程鱼类增殖放流站工艺设计[J]. 西北水电,2010(4): 9-13. (ZHANG Dongya, NIU Tianxiang. Process design of fish proliferation and releasing station for hydropower project [J]. Northwest Hydropower, 2010(4):9-13. (in Chinese))
- [5] 朱三华,沈汉堃. 珠江三角洲咸潮治理研究[J]. 人民珠江,2010(增刊1): 7-8. (ZHU Sanhua, SHEN Hankun. Study of salt water governance in Pearl River Delta [J]. Pearl River,2010(sup1):7-8. (in Chinese))

(下转第83页)

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.015

湿地型生态岛植物适应性试验

王亚艳¹, 李蒙英², 倪鹏平², 张剑刚³, 徐玉良³, 蔡聪³, 谢立群¹

(1. 苏州大学建筑与城市环境学院, 江苏 苏州 215123; 2. 苏州大学基础医学与生物科学学院, 江苏 苏州 215123;
3. 昆山市水利工程质量安全监督和水利技术推广站, 江苏 苏州 215300)

摘要: 为了掌握湿地型生态岛中植物的适应性, 了解适宜生长的植物和适宜的生态岛类型, 以昆山望山河为试验河道, 构造了两种类型湿地型生态岛对水生植物的越冬情况、生态适应性和氮磷积累量进行了试验研究。结果表明: 所选择的5种水生植物越冬发芽率从大到小依次为鳶尾与黄菖蒲(两者相同)、梭鱼草、水葱、香蒲; 砾石+泥土基质的生态岛有利于植物的株高和根数增加以及植物生长和氮磷的积累, 提高湿地系统去除氮磷的能力; 植物适应性和净化潜力从大到小依次为梭鱼草、鳶尾、黄菖蒲、水葱; 鳶尾和黄菖蒲在试验地区可常绿越冬, 适宜于冬季的城市河道治理, 景观效果较好。

关键词: 湿地型生态岛; 水生植物; 植物适应性; 氮磷积累量; 望山河

中图分类号: TV85 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2016)03-0079-05

Adaptability test of plants in wetland ecological island

WANG Yayan¹, LI Mengying², NI Pengping², ZHANG Jiangan³, XU Yuliang³, CAI Cong³, XIE Liqun¹

(1. School of Architecture and Urban Environment, Soochow University, Suzhou 215123, China;
2. School of Foundation Medicine and Biological Science, Soochow University, Suzhou 215123, China;
3. Water Conservancy Engineering Quality and Safety Supervision, and Water Conservancy Technology Extension Station of Kunshan City, Suzhou 215300, China)

Abstract: In order to understand the adaptability of plants in the wetland ecological island, the suitable plants, and the suitable type of ecological island, the overwintering situation of aquatic plants, ecological adaptability, and nitrogen and phosphorus accumulation were discussed by constructing two types of wetland ecological island in Wangshan River of Kunshan City. Results show that the overwintering germination rates of five chosen aquatic plants from high to low are: *Iris sibirica*, *Iris pseudacorus*, *Pontederia cordata*, *Scirpus tabernaemontani*, and *Typha orientalis*. The ecological island of gravel-soil matrix is conducive to the increase of the plants height and root numbers, growth of plants, and nitrogen and phosphorus accumulation, which will improve the ability of nitrogen and phosphorus removal of the wetland system. The plant adaptability and purification potential of four chosen aquatic plants from large to small are: *Pontederia cordata*, *Iris sibirica*, *Iris pseudacorus*, *Scirpus tabernaemontani*. *Iris sibirica* and *Iris pseudacorus* can be evergreen winter in the experimental region, which are suitable for urban river regulation in winter and the landscape effect is good.

Key words: wetland ecological island; aquatic plants; adaptability of plants; nitrogen and phosphorus accumulation; Wangshan River

随着经济的发展和城市化水平的快速提高, 我国部分城市河道水质恶化, 污染严重, 城市河道作为

具有丰富生态功能的自然景观的重要组成部分, 生态系统严重退化, 城市河道生态修复刻不容缓^[1-3]。

基金项目: 昆山市科学技术局科技专项(KS1456); 苏州市建筑与城市环境重点实验室建设项目(AKLK13004)

作者简介: 王亚艳(1989—), 女, 硕士研究生, 研究方向为园林植物与生态修复。E-mail: yayan.1011@163.com

通信作者: 谢立群, 副教授。E-mail: xlqsz@126.com

在众多生态修复技术中,人工湿地技术和生态岛技术是目前比较常用而且有效的生态修复技术^[4]。人工湿地技术广泛应用于各种废水处理,与常规技术相比具有成本低、易操作维护的优点^[5-6],对其研究大多集中于植物筛选、植物和基质净化效果等方面;而生态岛技术兼有改善水质、提升景观效果同时恢复水生生态系统的功能^[7],已有较为深入的基础研究和应用研究^[8-9]。

本文通过对城市河道中不同类型湿地型生态岛上植物越冬发芽率、株高、根长、根数、生物量、氮磷积累量的试验研究,分析湿地型生态岛中水生植物的适应性和净化潜力,以便将湿地型生态岛应用于城市河道修复,提高河水净化能力,达到河道生态修复的目的。

1 试验设计

1.1 河道基本状况

以昆山望山河为试验河道,该河道位于江苏省昆山市老城区亭林公园附近,上游与致塘河垂直交汇,全长 900 m,宽 2.5 m,为典型的城市河道,驳岸为垂直式的硬性驳岸,景观效果较差。

河道两侧均无大型挺水植物生长,河道内浮水和沉水植物稀少,仅河道临水两侧存在少量狐尾藻等,水质浑浊,河道黑臭现象明显,水质测定结果综合评价为劣 V 类,溶解氧含量较低,水体出现季节性黑臭现象,特别是在气温回升后常常散发阵阵恶臭气味,严重影响周围居民生活和城市市容。经调查,望山河河道的污染主要来源于附近居民区生活垃圾。

1.2 湿地型生态岛设计

湿地型生态岛构筑于望山河河道中,外围用木栅构建。桩顶以下 40 cm 的区域为植物栽培层,植物栽培层以下的区域为粗砾石层,根据基质的不同组成,分别构建面积为 1.2 m×7 m 的 A 型和 B 型两种类型共 6 个生态岛。

a. A 型生态岛植物栽培层设置。生态岛用镂空塑料筐构筑,塑料筐尺寸为 60 cm×45 cm×30 cm。在粗砾石层上用土工布围边,上铺 5 cm 左右细砾石,细砾石上放塑料框,塑料筐内用土工布铺底和围边,筐内装泥后筐沿生态岛边缘排列 1 行,间隔 30 cm,筐之间填充细砾石,筐内栽种植物。设置 2 个 A 型生态岛(A1 和 A2)。

b. B 型生态岛植物栽培层设置。在粗砾石层上用土工布铺底和围边,当中填 40 cm 左右粗砂,粗砂内栽种植物。共设置 4 个 B 型生态岛(B1、B2、B3、B4)。

c. 植物选择。选择适当的植物和基质是构建

生态岛的关键之一。湿地植物的选择以耐污能力强、除污效果好、根系发达、有一定的景观效果为原则。本试验选择鸢尾(*Iris sibirica*)、香蒲(*Typha orientalis*)、黄菖蒲(*Iris pseudacorus*)、水葱(*Scirpus tabernaemontani*)、梭鱼草(*Pontederia cordata*)这 5 种苏州本地常见的大型挺水植物构建生态岛,各生态岛种植的植物见图 1。

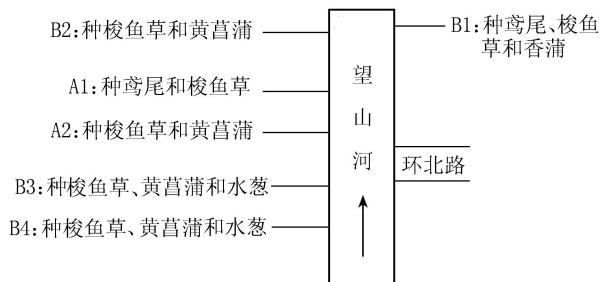


图 1 试验生态岛布置示意图

1.3 测定指标与方法

试验分两部分,一是越冬发芽率试验(2013 年 10 月至 2014 年 4 月);二是植物适应能力及净化潜力分析(2013 年 10 月至 2014 年 10 月)。

a. 植物越冬发芽率。5 种植物于 2013 年 10 月初种植,试验开始时间为 2013 年 10 月 12 日,到 2014 年 4 月 23 日停止,每 2 周观测其长势,测定其发芽株数,计算其在不同生态岛上的发芽率,分析不同生态岛对植物越冬发芽率的影响。

b. 植物适应能力。采用 3 株植物的平均值计算株高、根数和最长根长,以分析同种植物在不同生态岛上以及不同植物在同种生态岛上的适应能力,从而优选出适宜植物生长的生态岛类型以及适应能力强的植物种类。

c. 植物净化潜力。植物氮磷积累量表示植物从湿地系统中带走的氮磷量,是直接反应植物净化潜力的重要指标。生物量和氮磷含量决定了植物对氮磷的积累性能^[10]。①植物生物量的测定。植物在去除杂质后,将待测样品在 80℃ 烘箱中烘至恒重后称重,计算平均生物量。②植物氮磷积累量的测定。将植物样品用 H₂SO₄-H₂O₂ 消煮制备成溶液,总氮含量用过硫酸钾氧化吸光光度法测定^[11],总磷含量用钒钼蓝法测定^[12]。将测得的植物生物量乘以植物氮磷的质量浓度就得到植物氮磷积累量^[13]。

2 试验结果与分析

2.1 植物越冬发芽率

植物越冬期间(2013 年 10 月至 2014 年 4 月)最低温度为 -4℃(12 月),最高温度为 17℃(4 月)。植物发芽初始温度为 13℃(3 月)。

发芽期间发芽株数与发芽率如图 2 所示。鸢尾与黄菖蒲在苏州地区湿地型生态岛上均可以常绿越冬,香蒲发芽期在 3 月左右,梭鱼草发芽期一般在 3 月中下旬至 4 月。湿地型生态岛上 5 种植物越冬后发芽时间依次为鸢尾与黄菖蒲、香蒲、梭鱼草、水葱。

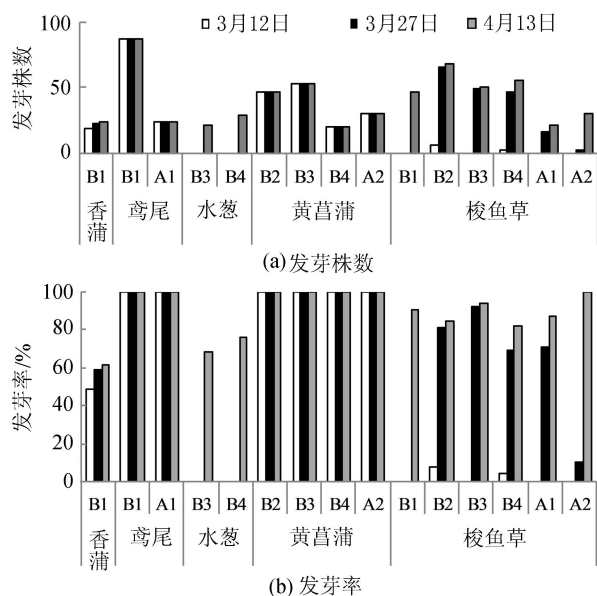


图 2 生态岛植物发芽株数与发芽率

香蒲、水葱在 B 型生态岛上的平均发芽率分别为 61.54% 和 72.53%。梭鱼草在 B 型和 A 型生态岛上的平均发芽率分别为 88.02% 和 93.75%, 其因为 A 型生态岛栽培层基质为泥土, 其保温效果较粗砂好。植物在 B 型生态岛上的发芽率从大到小依次为鸢尾与黄菖蒲 (两者相同)、梭鱼草、水葱、香蒲, 梭鱼草在 B 型生态岛上的发芽率小于 A 型生态岛, 比较适合于 A 型生态岛上生长越冬。

2.2 植物适应能力

植物株高、根数、最长根长是反应植物适应能力的几个主要指标。2014 年 10 月试验终止时两种不同生态岛均种植的 3 种植物株高、根数和最长根长情况如表 1 所示。可以看出, 在 2 种类型生态岛上植物适应能力从大到小依次为鸢尾、黄菖蒲、梭鱼草; A 型生态岛有利于植物株高和根数增加, B 型生态岛有利于植物根系生长。

表 1 3 种植物在不同生态岛上的株高、根数和最长根长

植物	生态岛类型	株高/cm	根数/条	最长根长/cm
鸢尾	A	130.0±4.0a	98.0±5.6a	18.1±1.8b
	B	110.3±3.2b	51.5±3.1b	24.4±2.9a
梭鱼草	A	108.0±16.5b	须根	21.2±1.8ab
	B	106.3±2.5b	须根	21.8±1.5ab
黄菖蒲	A	123.0±5.1ab	54.0±7.0b	23.1±1.8a
	B	111.7±8.1b	35.3±7.9c	32.5±7.4ab

注: 含有相同字母代表差异不显著 ($p>0.05$), 不同字母代表差异显著 ($p<0.05$)。

A 型生态岛更有利于 3 种植物的株高和根数增加, B 型生态岛有利于植物根系生长, 其原因与栽培层基质相关, 泥土有利于植物生长, 而粗砂更有利于植物根系长度的增加。鸢尾与黄菖蒲适应性较梭鱼草强。

陈永华等^[14]通过对 17 种湿地植物的研究表明, 潜流湿地系统处理 90 d 后, 鸢尾和梭鱼草的根数和最长根长分别为 12 条、14 条和 137 cm、22 cm。湿地型生态岛上植物根数均多于潜流湿地系统, 梭鱼草最长根长基本相同, 鸢尾最长根长明显小于潜流湿地系统。可见湿地型生态岛的构建利于植物根系数量的增长。

2.3 植物净化潜力

2.3.1 植物生物量

植物样品于 2014 年 10 月采集, 此时植物生物量积累达到最大值。从表 2 可看出: A 型生态岛上不同植物总生物量、地上生物量和地下生物量大小趋势相同, 均依次为梭鱼草、鸢尾和黄菖蒲。B 型生态岛上, 不同植物总生物量大小和地下生物量大小趋势相同, 均依次为梭鱼草、鸢尾、黄菖蒲和水葱, 梭鱼草总生物量和地下生物量是鸢尾、黄菖蒲和水葱的 1.592 倍、5.667 倍、44.606 倍和 2.188 倍、10.659 倍、57.712 倍; 地上生物量大小依次为鸢尾、梭鱼草、黄菖蒲、水葱, 鸢尾的生物量分别是梭鱼草、黄菖蒲和水葱生物量的 1.352 倍、2.572 倍、30.962 倍。因此, 在 A 型和 B 型湿地型生态岛上按植物生物量选择次序为梭鱼草、鸢尾、黄菖蒲、水葱。

表 2 不同生态岛上植物生物量 kg/m^2

生态岛类型	植物	总生物量	地上生物量	地下生物量
A	鸢尾	7.773	2.463	5.310
	梭鱼草	11.098	3.550	7.548
	黄菖蒲	1.359	0.460	0.899
B	鸢尾	3.984	1.641	2.343
	梭鱼草	6.341	1.214	5.127
	黄菖蒲	1.119	0.638	0.481
	水葱	0.142	0.053	0.089

从不同生态岛种植同种植物角度分析, 黄菖蒲的总生物量、地下生物量均为 A 型生态岛大于 B 型生态岛, A 型生态岛分别为 B 型生态岛 1.214 倍和 1.869 倍, 地上生物量为 B 型生态岛的 72.1%; 鸢尾和梭鱼草在 A 型生态岛的总生物量、地上生物量、地下生物量分别是 B 型生态岛的 1.951 倍、1.501 倍、2.266 倍和 1.750 倍、2.924 倍、1.472 倍。

刘霄等^[10]对香蒲和梭鱼草 2 种湿地植物研究结果表明, 经过 5 个月的生长, 梭鱼草总生物量为 $10.83 \text{ kg}/\text{m}^2$, 小于本试验 A 型生态岛上梭鱼草总生物量, 大于 B 型生态岛上梭鱼草总生物量, 可见相

较于湿地系统和 B 型生态岛, A 型生态岛更有利于梭鱼草生物量的积累, 其原因是 A 型生态岛更有利于植物根系的生长和对营养物质的吸收。

根区是植物去除湿地污染物的活性区, 根系生物量高的植物污染物去除能力强, 选择具有较高根系生物量的植物可提高湿地氮磷的去除效率^[15]。相比 B 型生态岛, A 型生态岛更有利于植物总生物量和地下生物量的增长, 提高湿地系统去除污染物的效果。按植物生物量选择的优劣次序为梭鱼草、鸢尾、黄菖蒲、水葱。

2.3.2 植物氮磷含量和积累量

植物体内氮磷积累量如表 3 所示。

表 3 植物体内氮磷积累量 g/m^2

生态岛类型	植物	氮积累量		磷积累量	
		地上部分	地下部分	地上部分	地下部分
A 岛	鸢尾	48.279±1.505	70.088±9.567	12.068±0.908	16.937±0.979
	梭鱼草	80.235±4.241	169.079±27.159	13.901±1.280	43.345±3.031
	黄菖蒲	11.316±2.352	15.458±2.593	4.070±0.775	4.954±0.249
B 型	鸢尾	43.322±4.357	57.167±2.832	11.431±0.985	14.436±1.368
	梭鱼草	30.102±3.330	100.491±10.374	5.215±0.578	25.762±1.296
	黄菖蒲	16.068±1.756	6.930±2.165	5.780±0.393	2.772±0.222
	水葱	1.088±0.164	1.990±0.293	0.092±0.012	0.173±0.033

从同种生态岛种植不同植物角度分析: ①A 型生态岛上基于较高的生物量, 梭鱼草和鸢尾具有较高的氮磷积累量; 黄菖蒲的氮磷积累量最小, 分别是梭鱼草和鸢尾氮磷积累量的 10.74%、15.76% 和 22.62%、31.11%。②B 型生态岛上, 氮磷积累量大小次序均为梭鱼草、鸢尾、黄菖蒲、水葱, 梭鱼草的总氮积累量依次为鸢尾、黄菖蒲、水葱总氮积累量的 1.300 倍、5.678 倍和 42.428 倍, 总磷积累量依次为 1.198 倍、3.622 倍和 116.894 倍。

从不同生态岛种植同种植物角度分析: ①A 型生态岛上黄菖蒲的氮磷积累量分别高于 B 型生态岛 16.42% 和 5.52%, A 型生态岛的地上部分和地下部分氮磷积累量分别是 B 型生态岛的 0.704 倍、2.231 倍和 0.704 倍、1.787 倍。②A 型生态岛上梭鱼草的氮磷积累量分别是 B 型生态岛上的 1.909 倍和 1.848 倍, 地上部分和地下部分氮磷积累量 A 型生态岛显著大于 B 型生态岛。③B 型生态岛上鸢尾的氮磷积累量分别低于 A 型生态岛 15.10% 和 10.82%, 植株地上部分、地下部分氮磷积累量均为 A 型生态岛大于 B 型生态岛。A 型生态岛有利于 3 种植物体内氮磷的积累。

刘霄等^[10]研究表明, 经过 5 个月的生长, 梭鱼草的氮磷积累量分别为 $117.12 g/m^2$ 和 $25.42 g/m^2$, 分别比本试验中 A 型和 B 型生态岛上梭鱼草的氮磷积累量低。

植物地下部分与地上部分氮磷积累量的比值反映了植物储存氮磷的分布, 两种生态岛上植物地下和地上部分氮磷积累量均差异显著。氮磷主要积累在鸢尾和梭鱼草的根部。收割地上组织可以去除湿地植物积累的部分氮磷, 4 种植物相比较, 黄菖蒲在 A、B 型生态岛上的地上、地下部分氮磷积累的分配有利于通过收割地上部分去除氮磷。经过筛选, 鸢尾和黄菖蒲适宜于 B 型生态岛, 梭鱼草在 A 型生态岛上生长更有利于氮磷积累。按氮磷积累量选择从大到小次序为梭鱼草、鸢尾、黄菖蒲、水葱。

3 结 论

a. 植物越冬期间, 鸢尾与黄菖蒲在苏州地区湿地型生态岛上均可以常绿越冬, 适宜于冬季的水体绿化, 景观效果较好。香蒲发芽期在 3 月左右, 梭鱼草和水葱发芽期一般在 3 月中下旬至 4 月。植物发芽率大小依次为鸢尾和黄菖蒲(两者相同)、梭鱼草、水葱、香蒲。

b. A 型生态岛更利于植物越冬发芽生长和 3 种植物的株高和根数增加, B 型生态岛有利于植物根系生长。梭鱼草须根较为发达, 主根不明显, 鸢尾与黄菖蒲适应性较梭鱼草更强。

c. 两种生态岛中, A 型生态岛更有利于植物总生物量、地下生物量和氮磷积累量的增长, 有利于提高湿地系统去除污染物的效果。

d. 植物适应性和净化潜力优劣程度次序为梭鱼草、鸢尾、黄菖蒲、水葱。

参考文献:

- [1] 邹丛阳, 张维佳, 李欣华, 等. 城市河道水质恢复技术及发展趋势[J]. 环境科学与技术, 2007, 30(8): 99-102. (ZOU Congyang, ZHANG Weijia, LI Xinhua, et al. Restoration technology and development trend of water quality in urban river [J]. Environmental Science and Technology, 2007, 30(8): 99-102. (in Chinese))
- [2] 颜雷, 田庶慧. 水生态环境修复研究综述[J]. 水利科技与经济, 2009, 17(9): 73-75. (YAN Lei, TIAN Shuhui. A review research on restoration of water ecological environment [J]. Water Conservancy Science and Technology and Economy, 2009, 17(9): 73-75. (in Chinese))
- [3] 陈兴茹. 城市河流生态修复浅议[J]. 中国水利水电科学研究院学报, 2006, 4(3): 226-231. (CHEN Xingru. Brief discussion on urban river course ecological restoration [J]. Journal of Chinese Institute of Water Resources and Hydropower Research, 2006, 4(3): 226-231. (in Chinese))
- [4] 於建明, 吴成明, 陈哲, 等. 宁波市中塘河支流黑臭河道

- 治理与生态修复[J]. 中国给水排水, 2013, 29(4): 64-67. (YU Jianming, WU Chenming, CHEN Zhe, et al. Improvement and ecological remediation of Malodorous River, Zhongtang River tributary in Ningbo City [J]. China Water and Wastewater, 2013, 29(4): 64-67. (in Chinese))
- [5] WOLTEMADE C J. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2000, 53(3): 303-309.
- [6] LINA T, DIEDERIK P L, ROUSSEAU S S. Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands [J]. Water Research, 2010, 44(14): 4217-4225.
- [7] 王鹤霏, 贾艾晨, 张晓东, 等. 人工浮岛对城市景观用水水质净化效果的研究[J]. 环境保护科学, 2013, 39(5): 14-17. (WANG Hefei, JIA Aichen, ZHANG Xiaodong, et al. Study on purification effect of artificial floating island on urban landscape water [J]. Environmental Protection Science, 2013, 39(5): 14-17. (in Chinese))
- [8] 王金丽, 颜秀勤, 宁冰, 等. 浮岛植物净化水质效果研究[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(10): 14-18. (WANG Jinli, YAN Xiuqin, NING Bing, et al. Effect of floating-island plant on water purification [J]. Environmental Science and Technology, 2011, 34(10): 14-18. (in Chinese))
- [9] 董国璋, 叶旭红. 生态浮岛技术概述及应用前景[J]. 江西科学, 2010, 28(4): 470-472. (TONG Guozhang, YE Xuhong. Artificial ecological floating fed overviews and the application prospect [J]. Jiangxi Science, 2010, 28(4): 470-472. (in Chinese))
- [10] 刘霄, 黄岁樑, 唐婷芳子, 等. 人工湿地植物生长特性及其对氮磷富集能力研究[J]. 水资源与水工程学报, 2011, 22(5): 1-5. (LIU Xiao, HUANG Suiliang, TANG Tingfangzi, et al. Growth characteristic and nitrogen phosphorous accumulation ability of artificial wetland plants [J]. Journal of Water Resources & Water Engineering, 2011, 22(5): 1-5. (in Chinese))
- [11] 吴建之, 葛滢. 过硫酸钾氧化吸光光度法测定植物总氮[J]. 理化检验: 化学分册, 2000, 36(4): 166-167. (WU Jianzhi, GE Ying. UV absorptiophotometric determination of total nitrogen in plant after $K_2S_2O_8$ oxidation [J]. Physical Testing and Chemical Analysis: Chemical Analysis, 2000, 36(4): 166-167. (in Chinese))
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 207-237.
- [13] 李建娜, 胡曰利, 吴晓芙, 等. 人工湿地污水处理系统中的植物氮磷吸收富集能力研究[J]. 环境污染与防治, 2007, 29(7): 506-509. (LI Jianna, HU Yueli, WU Xiaofu, et al. Nitrogen and phosphorus removal capacity of plant species in constructed wetland for treating municipal wastewater [J]. Environmental Pollution and Control, 2007, 29(7): 506-509. (in Chinese))
- [14] 陈永华, 吴晓芙, 蒋丽娟, 等. 处理生活污水湿地植物的筛选与净化潜力评价[J]. 环境科学学报, 2008, 28(8): 1549-1554. (CHEN Yonghua, WU Xiaofu, JIANG Lijuan, et al. Screening and evaluation of plant purification potential for phytoremediation of sanitary sewage [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(8): 1549-1554. (in Chinese))
- [15] ADCOCK P W, GANF G G. Growth characteristics of three macrophyte species growing in a natural and constructed wetland system [J]. Water Science and Technology, 1994, 29(4): 95-102. (收稿日期: 2015-06-03 编辑: 熊水斌)

(上接第 78 页)

- [6] 刘喜燕, 席望潮. 珠江流域水资源调配骨干体系研究[J]. 人民珠江, 2010(增刊1): 4-6. (LIU Xiyang, XI Wangchao. Study on the core system of water resources allocation in the Pearl River Basin [J]. Pearl River, 2010(sup1): 4-6. (in Chinese))
- [7] 黎小正, 吴祥庆, 秦振发, 等. 基于秩相关系数法评价东塔鱼类产卵场浮游植物生物量变化趋势[J]. 广东农业科学, 2011(12): 121-122. (LI Xiaozheng, WU Xiangqing, QIN Zhenfa, et al. Evaluation based on the rank correlation coefficient for pland palnkton biomass change tendency of fish reproduction spot in Dongta [J]. Guangdong Atricultural Sciences, 2011(12): 121-122. (in Chinese))
- [8] 周瑞雪. 增殖放流与生态修复[J]. 生物学教学, 2011, 36(9): 7-9. (ZHOU Ruixue. Proliferation and releasing and ecological restoration [J]. Biology Teaching, 2011, 36(9): 7-9. (in Chinese))
- [9] 中国水电工程顾问集团公司. 增殖放流站[N]. 中国能源报, 2013-01-21(24). (收稿日期: 2015-04-26 编辑: 彭桃英)



DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.016

江苏省某市典型饮用水水源中抗生素 质量浓度特征

胡冠九^{1,2}, 陈素兰², 穆 肃², 张蓓蓓²

(1. 江苏省大气环境与装备技术协同创新中心, 江苏 南京 210036;

2. 江苏省环境监测中心国家环境保护地表水环境有机污染物监测分析重点实验室, 江苏 南京 210036)

摘要:采用固相萃取-高效液相色谱/串联质谱法,分析江苏省某市3个典型地表饮用水水源中5类(14种)抗生素质量浓度特征。结果表明,14种目标抗生素的质量浓度在ND~52.7 ng/L,检出率在0~78%。检出频率较高的为磺胺嘧啶、磺胺甲噁唑、金霉素和氧氟沙星,质量浓度相对较高的为磺胺类,但总体上,地表水饮用水水源中抗生素的质量浓度水平低于国内外其他地表水中相应污染物的质量浓度水平;抗生素质量浓度受季节和水源类型影响,平水期(188.3 ng/L)>枯水期(57.2 ng/L)>丰水期(8.9 ng/L),太湖水源地略高于长江水源地。

关键词:抗生素;质量浓度;饮用水水源;固相萃取-高效液相色谱;串联质谱法;江苏省

中图分类号:X824 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0084-05

Characteristics of concentrations of antibiotics in typical drinking water sources in a city in Jiangsu Province

HU Guanjiu^{1,2}, CHEN Sulan², MU Su², ZHANG Beibei²

(1. Collaborative Innovation Center of Atmospheric Environment and Equipment Technology of Jiangsu Province, Nanjing 210036, China;

2. Jiangsu Environmental Monitoring Center, State Environmental Protection Key Laboratory of Monitoring and Analysis for Organic Pollutants in Surface Water, Nanjing 210036, China)

Abstract: Solid-phase extraction followed by high-performance liquid chromatography and tandem mass spectrometry were used to analyze the characteristics of the concentrations of five kinds of antibiotics (14 species) in three typical drinking water sources in a city in Jiangsu Province. The results show that the concentrations of the antibiotics ranged from ND to 52.7 ng/L, and the detectable rate ranged from 0 to 78%. The sulfadiazine, sulfamethoxazole, chlortetracycline, and ofloxacin were detected most frequently, and the sulfonamides were found to have the highest concentrations. On the whole, the concentrations of antibiotics in the water sources of this study were lower than those in surface water reported in other studies in China and elsewhere. Moreover, the concentrations of antibiotics were influenced by the change of seasons and the types of water sources. Generally, the concentrations of antibiotics were ranked in the descending order, as follows: normal season (188.3 ng/L), dry season (57.2 ng/L), and wet season (8.9 ng/L); and they had higher values in the source area of Taihu Lake than in the source area of the Yangtze River.

Key words: antibiotics; concentration; drinking water source; solid-phase extraction followed by high-performance liquid chromatography; tandem mass spectrometry; Jiangsu Province

近年来,作为新型污染物之一,抗生素产生的环境污染问题引起广泛关注。抗生素大量使用于人类

医疗和畜禽养殖,大部分以原形或代谢物随粪尿排出,最终进入环境,促进微生物耐药性以及抗生素抗

性基因产生,影响生态系统,威胁人类健康。近年来国外学者在地表水、地下水、污水处理厂都检测出了多种抗生素^[1-3]。

按照化学结构分类,抗生素主要有四环素类、氯霉素类、大环内酯类、磺胺类、喹诺酮类 β -内酰胺类和氨基糖甙类等。笔者选择用量大、使用范围广且容易进入水体的 5 类共 14 种抗生素(4 种四环素类、3 种磺胺类、2 种大环内酯类、2 种喹诺酮类和 3 种氯霉素类)为目标物,对江苏省某市 3 个典型地表饮用水水源中上述目标抗生素进行了残留水平和污染特征调查,旨在为揭示饮用水水源中抗生素类药物的污染现状,评估其生态危害,进一步研究抗生素类药物的环境行为提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 仪器及材料

高效液相色谱/串联质谱仪(Waters Aquity/TQD, 美国 Waters 公司),色谱柱 BEH C18 (100 mm \times 2.0 mm, 1.7 μ m);固相萃取装置(GX-274ASPEC, 美国吉尔森公司);氮吹仪(Caliper turbovap II, 美国 CEM 公司);LC-SAX 固相萃取小柱(3 mL/500 mg, 美国 Supelco 公司);Oasis HLB 固相萃取柱(6 mL/500 mg, 美国 Waters 公司);0.22 μ m 针头过滤器(聚四氟乙烯材质,天津津腾实验设备有限公司)。

四环素、土霉素、金霉素、多西环素、磺胺嘧啶、磺胺甲噁唑和磺胺二甲嘧啶等 7 种抗生素标样购自德国 Dr. Ehrenstorfer GmbH 公司,其他抗生素购自中国药品生物制品检定所,内标物¹³C-咖啡因(纯度为 99.9%)购自美国 Cambridge 公司。

1.2 样品采集

分别于 2013 年 2 月、5 月和 8 月,按照地表水监测技术规范^[4],采集江苏某市 GH 水厂、XWL 水厂和 XW 水厂的饮用水水源地水样,其中 GH 和 XWL 为市区水厂,水源为太湖;XW 为该市县级市水厂,水源为长江。每个水源地均采集 2 个平行样(其中 1 个用作平行测定,另一个作为基体加标用水样)。

1.3 样品处理与分析

1L 水样经 0.45 μ m 醋酸纤维滤膜过滤,加入 0.5 g EDTA-Na₂,用稀硫酸调节至 pH 值小于 3.0,通过 LC-SAX 与 HLB 的串联柱进行萃取富集。富集完毕后用 10 mL 超纯水清洗串联柱,移除 LC-SAX 小柱,用约 6.0 mL/min 的氮气吹扫 HLB 小柱 20 min,再用 10 mL 含 0.1% 甲酸的甲醇洗脱小柱,收集到的洗脱液在氮吹仪上用氮气吹至小于 1.0 mL,加入 10 μ L 内标¹³C-咖啡因(1.0 mg/L),用含 0.1% 甲

酸的甲醇定容至 1.0 mL,过滤后作 HPLC-MS/MS 测定,测定条件参见文献[5]。

1.4 质量保证与质量控制

采用内标校准法(¹³C-咖啡因)定量,校准曲线由 0.0、0.5、1.0、2.0、5.0、10.0、20.0 μ g/L 等 7 个质量浓度值绘制而成,其 R^2 值大于 0.99;依据 HJ168—2010^[6]获得方法检出限在 0.01 ~ 1.0 ng/L,空白加标回收率在 62.5% ~ 87.4%,实际样品的加标回收率在 59.4% ~ 83.2%,样品平行测定的相对偏差在 5.4% ~ 8.2%。

2 结果与讨论

2.1 某市典型饮用水源抗生素污染现状分析

3 个典型饮用水源抗生素的污染情况见表 1。5 类(14 种)目标抗生素的质量浓度在 ND ~ 52.7 ng/L,检出率在 0 ~ 78%。

在 3 个饮用水水源地所测定的抗生素中,磺胺类含量相对最高,占 14 种抗生素测定总量的 51.9%,其次为四环素类(29.9%)和喹诺酮类(14.5%)。14 种抗生素中,除氯霉素、氟甲砜霉素和罗红霉素外,其余 11 种在 3 个饮用水水源地均有检出,检出率在 11% ~ 78%(以 3 个水厂的 3 次监测、9 组数据计),其中检出率最高的为磺胺嘧啶,检出率为 78%;其次为磺胺甲噁唑、金霉素和氧氟沙星等 3 种抗生素,其检出率均为 67%,这 4 种抗生素的浓度中位值或均值也相对较高,为 3 个水源地的主要污染物质。

磺胺嘧啶、磺胺甲噁唑属磺胺类药物,是应用较早的一类人工合成抗菌药物。江苏地区畜禽粪便中磺胺类药物的检出率普遍较高^[7],将含抗生素的动物粪便当作有机肥施用到农田,是抗生素进入环境的重要途径。本研究中,磺胺类药物在江苏某市典型饮用水水源地均有检出,检出率在 22% ~ 78%,最高质量浓度分别为 52.7、8.6 和 1.29 ng/L。水中磺胺类药物质量浓度和检出率相对较高,除与此类药物应用较多有关外,还有一个原因是,该类药物稳定性较高,且具有很强的亲水性,很容易通过排泄、雨水冲刷等方式进入水环境^[8-9]。

金霉素是四环素类抗生素。四环素类由于其价格低廉、药效显著,作为一种外用药和饲料添加剂仍在普遍使用,由于其极易水解和光解,自然水环境中的四环素含量一般不会很高^[10]。本研究中四环素的检出率在 11% ~ 67%,质量浓度在 ND ~ 15.4 ng/L。

氟喹诺酮类抗生素是近 10 多年来研究最多、用量较大的一类合成抗菌药^[11]。氧氟沙星是第 3 代喹诺酮类抗菌药,临床应用中广泛使用^[12]。本研

表 1 3 个典型饮用水水源地 14 种抗生素的检出质量浓度及检出率

类别	物质	总质量浓度/ (ng · L ⁻¹)	GH			XWL			XW			检出率①/%
			范围/ (ng · L ⁻¹)	均值/ (ng · L ⁻¹)	中位值/ (ng · L ⁻¹)	范围/ (ng · L ⁻¹)	均值/ (ng · L ⁻¹)	中位值/ (ng · L ⁻¹)	范围/ (ng · L ⁻¹)	均值/ (ng · L ⁻¹)	中位值/ (ng · L ⁻¹)	
四环素类	四环素	26.1±27.3	ND	ND	ND	ND~2.3	0.8	ND	ND	ND	ND	11
	土霉素		ND~8.7	1.5	1.0	ND~3.4	1.1	ND	ND~15.4	5.1	ND	44
	金霉素		ND~5.9	4.0	2.0	ND~6.0	3.9	5.8	ND~3.6	2.4	3.6	67
	多西环素		ND~3.9	3.7	2.6	ND~8.5	3.7	2.6	ND~3	1.0	ND	56
磺胺类	磺胺嘧啶	44.0±53.8	ND~33.9	18.8	2.7	0.8~52.7	18.9	3.2	ND~4.8	2.0	1.1	78
	磺胺甲噁唑		ND~5.5	4.4	4.7	ND~8.6	3.4	1.5	ND~8.6	3.7	2.4	67
	磺胺二甲嘧啶		ND~0.29	0.4	ND	ND~1.29	0.4	ND	ND	ND	ND	22
喹诺酮类	诺氟沙星	12.3±15.1	ND~4.4	ND	ND	ND~2.8	0.9	ND	ND~2.5	1.6	2.4	44
	氧氟沙星		ND~5.1	1.9	0.6	ND~13.2	4.8	1.1	ND~3.9	1.6	0.9	67
大环内酯类	红霉素	2.6±3.9	ND	ND	ND	ND~4.0	1.3	ND	ND~3.0	1.2	0.7	33
	罗红霉素		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0
氯霉素类	氯霉素	0.6±1.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0
	甲砒霉素		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND~1.7	0.6	ND	11
	氟甲砒霉素		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0

注:①检出率指在 3 个水厂的 3 次监测、9 组数据中,抗生素质量浓度大于检出限的频率;②ND 表示未检出。

究中氧氟沙星最高质量浓度和检出率分别为 13.2 ng/L 和 67%,与氟喹诺酮类药物在我国具有较高的用量相吻合。

2.2 某市典型饮用水源抗生素污染的时空分布特征

3 个典型饮用水水源地不同月份抗生素的质量浓度比较结果见图 1。总体而言,抗生素的总质量浓度呈现为 5 月(188.3 ng/L) > 2 月(57.2 ng/L) > 8 月(8.9 ng/L),即平水期 > 枯水期 > 丰水期。比较 14 种目标抗生素在 3 个典型饮用水水源地不同月份的检出率,发现在 5 月和 8 月,检出率相差不大,分别为 33.3% 和 35.3%,而 2 月检出率略高,为 48.7%,可能的原因是:平水期(5 月)畜牧养殖业、工农业生产进入生产旺季,农用抗生素使用量和工业生产废水中的抗生素排放量增大。加上雨量逐渐充沛,上游客水也渐增,有雨水流经地表、农田和池塘,将额外的抗生素冲刷至河流中,使河水中抗生素总量增加,使得平水期检出的抗生素质量浓度较高^[11]。但大量雨水的稀释作用,也可能使河水中抗生素的检出频次降低,因此,平水期抗生素的检出率比枯水期(2 月)的小。

比较不同水源地抗生素的总质量浓度,总体呈现水厂 XWL > GH > XW 的趋势,这可能与 XW 水厂水源取自长江,而 GH、XWL 水源取自太湖有关。长江流量大、水体自净能力较强、水质总体较好;太湖换水周期较长(约 300 d),水体自净能力较长江要弱得多,其水环境有待进一步改善。

2.3 不同国家地表水中抗生素质量浓度水平比较

表 2 比较了 14 种抗生素在国内外不同地表水中的质量浓度水平。结果显示,某市 3 个典型饮用水水源地抗生素质量浓度与国内其他地表水体中的

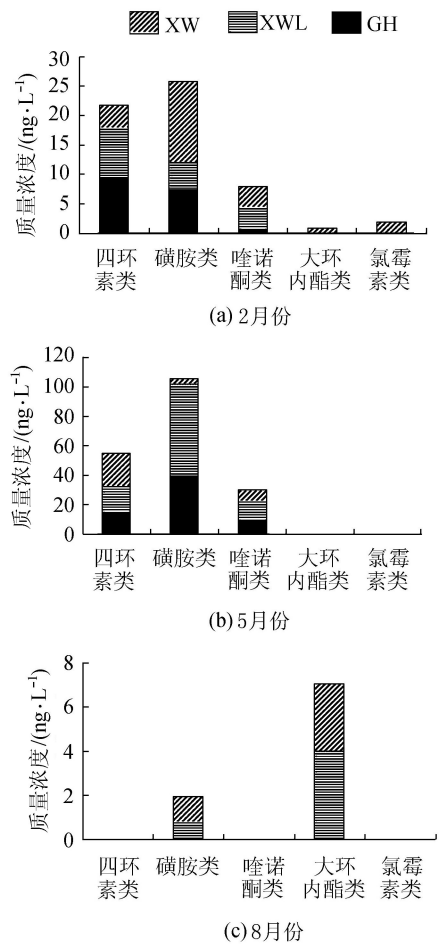


图 1 3 个典型饮用水水源地不同月份抗生素质量浓度比较

抗生素质量浓度相比,总体上处于偏低水平;除土霉素、金霉素和磺胺嘧啶的质量浓度略高于文献报道值外,其他所测定的抗生素的质量浓度水平绝大多数低于国内外其他水体。

表2 不同地表水中抗生素残留质量浓度比较

类别	物质	质量浓度/(ng·L ⁻¹)	来源	文献	
四环素类	四环素	0~2.3	江苏某市典型饮用水源	本研究	
		0.4~1.1	贵阳市饮用水源(阿哈湖)	[13]	
		2.81	福建九龙江下游流域水体	[10]	
		ND~9.8	巢湖湖水	[12]	
	土霉素	ND~32.2	南京地区部分江河及自来水厂源水	[14]	
		ND~15.4	江苏某市典型饮用水源	本研究	
		ND	南京地区部分江河及自来水厂源水	[14]	
		ND~4.9	巢湖湖水	[12]	
	金霉素	0.5~0.6	贵阳市饮用水源(阿哈湖)	[13]	
		ND~6.0	南京典型县区饮用水源地	本研究	
		ND	南京地区部分江河及自来水厂源水	[14]	
	多西环素	0.5~0.9	贵阳市饮用水源(阿哈湖)	[13]	
ND~4.4		巢湖湖水	[12]		
磺胺类	磺胺嘧啶	ND~8.5	江苏某市典型饮用水源	本研究	
		ND~42.3	巢湖湖水	[12]	
		ND~52.7	江苏某市典型饮用水源	本研究	
	磺胺甲噁唑	<10	瑞士地表水	[15]	
		20	韩国地表水	[16]	
		135~336;3~141	珠江广州段(枯季;洪季)	[13]	
		ND~8.6	江苏某市典型饮用水源	本研究	
	磺胺二甲嘧啶	<10	瑞士地表水	[15]	
		3.03~15.7	南京地区部分江河及自来水厂源水	[14]	
		20	韩国地表水	[16]	
	喹诺酮类	诺氟沙星	111~193;2~165	珠江广州段(枯季;洪季)	[11]
			ND~1.29	江苏某市典型饮用水源	本研究
107~323;4~179			珠江广州段(枯季;洪季)	[11]	
ND~4.4			江苏某市典型饮用水源	本研究	
氧氟沙星		ND~5.55	南京地区部分江河及自来水厂源水	[14]	
		117~251;ND~13	珠江广州段(枯季;洪季)	[11]	
		ND~34.8	巢湖湖水	[12]	
		≤120	美国地表水	[17]	
大环内酯类		红霉素	ND~13.2	江苏某市典型饮用水源	本研究
			ND~6.68	南京地区部分江河及自来水厂源水	[14]
		罗红霉素	18.06	意大利地表水	[8]
			53~108;ND~16	珠江广州段(枯季;洪季)	[11]
氯霉素类	氯霉素	1.2~182.7	巢湖湖水	[12]	
		ND~4.0	江苏某市典型饮用水源	本研究	
		3.4	韩国地表水	[16]	
	氟甲砜霉素	4.62	意大利地表水	[8]	
		110~199	瑞士地表水	[15]	
		423~636;13~423	珠江广州段(枯季;洪季)	[13]	
四环素类	四环素	ND	江苏某市典型饮用水源	本研究	
		11~33	瑞士地表水	[15]	
		13~169;ND~105	珠江广州段(枯季;洪季)	[13]	
	土霉素	ND	江苏某市典型饮用水源	本研究	
		0.6~0.8	贵阳市饮用水源(阿哈湖)	[13]	
		54~166;11~266	珠江广州段(枯季;洪季)	[13]	
多西环素	甲砜霉素	ND~1.7	江苏某市典型饮用水源	本研究	
	氟甲砜霉素	ND	江苏某市典型饮用水源	本研究	
		16.18	福建九龙江下游流域水体	[10]	

3 结论

a. 江苏某市3个典型饮用水源水中检出频次较高的抗生素为磺胺类(磺胺嘧啶、磺胺甲噁唑)、四环素类(金霉素)和喹诺酮类(氧氟沙星),质量浓

度最高的为磺胺类,但与国内外其他地表水比较,该市3个典型饮用水源水中总体上抗生素的污染程度处于偏低水平。

b. 抗生素在不同季节质量浓度不同,呈现平水期(188.3 ng/L) > 枯水期(57.2 ng/L) > 丰水期

(8.9 ng/L)的特点;在枯水期的检出率略高其他两个水期。

c. 取自太湖的饮用水水源地的抗生素质量浓度略高于长江,表明湖泊型水源地的环境保护应更引起重视。

参考文献:

- [1] 王晓阁. 土壤与水体环境中典型抗生素的研究进展[J]. 中山大学研究生学刊:自然科学、医学版,2013,34(1):71-79. (WANG Xiaoge. The typical antibiotics progress in the soil and water environment [J]. Journal of the Graduates Sun Yat-sen University (Natural Sciences, Medicine), 2013,34(1):71-79. (in Chinese))
- [2] 尹春艳, 骆永明, 滕应, 等. 典型设施菜地土壤抗生素污染特征与积累规律研究[J]. 环境科学, 2012, 33(8): 2810-2816. (YIN Chunyan, LUO Yongming, TENG Ying, et al. Pollution characteristics and accumulation of antibiotics in typical protected vegetable soils [J]. Environmental Science, 2012, 33(8): 2810-2816. (in Chinese))
- [3] 徐浩, 肖湘波, 唐文浩, 等. 海口城区地表水环境中抗生素含量特征研究[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(9): 60-65. (XU Hao, XIAO Xiangbo, TANG Wenhao, et al. Concentration characteristics of antibiotics in urban aquatic environment of Haikou [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 36(9): 60-65. (in Chinese))
- [4] HJ/T91—2002 地表水和污水监测技术规范[S].
- [5] HJ168—2010 环境监测 分析方法标准制修订技术导则[S].
- [6] 陈永山, 章海波, 骆永明, 等. 典型规模化养猪场废水中兽用抗生素污染特征与去除效率研究[J]. 环境科学学报, 2010, 30(11): 2205-2212. (CHEN Yongshan, ZHANG Haibo, LUO Yongming, et al. A preliminary study on the occurrence and dissipation of antibiotics in swine wastewater [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(11): 2205-2212. (in Chinese))
- [7] 陈昇, 董元华, 王辉, 等. 江苏省畜禽粪便中磺胺类药物残留特征[J]. 农业环境科学学报 2008, 27(1): 385-389. (CHEN Hao, DONG Yuanhua, WANG Hui, et al. Residual characteristics of sulfanilamide in animal feces in Jiangsu Province [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(1): 385-389. (in Chinese))
- [8] ZUCCATO E, CASTIGLIONI S, BAGNATI R, et al. Source, occurrence and fate of antibiotics in the Italian aquatic environment[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 179(1/3): 1042-1048.
- [9] 叶计朋, 邹世春, 张干, 等. 典型抗生素类药物在珠江三角洲水体中的污染特征[J]. 生态环境, 2007, 16(2): 384-388. (YE Jipeng, ZOU Shichun, ZHANG Gan, et al. Characteristics of selected antibiotics in the aquatic

environment of the Pearl River Delta, South China [J]. Ecology and Environment, 2007, 16(2): 384-388. (in Chinese))

- [10] 欧丹云, 陈彬, 陈灿祥, 等. 九龙江下游河口水域抗生素及抗性细菌的分布[J]. 中国环境科学, 2013, 33(12): 2243-2250. (OU Danyun, CHEN Bin, CHEN Canxiang, et al. Distribution of antibiotics residue and resistant bacteria in the downstream and estuarine area in Jiulong River [J]. China Environmental Science, 2013, 33(12): 2243-2250. (in Chinese))
- [11] 徐维海, 张干, 邹世春, 等. 香港维多利亚港和珠江广州河段水体中抗生素的含量特征及其季节变化[J]. 环境科学, 2006, 27(12): 2458-2462. (XU Weihai, ZHANG Gan, ZOU Shichun, et al. Occurrence and seasonal changes of antibiotics in the victoria harbour and the Pearl River, South China [J]. Environmental Science, 2006, 27(12): 2458-2462. (in Chinese))
- [12] 唐俊, 陈海燕, 史陶中, 等. 巢湖喹诺酮及四环素类药物污染现状及来源分析[J]. 安徽农业大学学报, 2013, 40(6): 1043-1048. (TANG Jun, CHEN Haiyan, SHI Taozhong, et al. Occurrence of quinolone and tetracyclines antibiotics in the aquatic environment of Chaohu Lake [J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2013, 40(6): 1043-1048. (in Chinese))
- [13] 刘虹, 张国平, 刘丛强. 固相萃取-色谱测定水、沉积物及土壤中氯霉素和3种四环素类抗生素[J]. 分析化学, 2007, 35(3): 315-319. (LIU Hong, ZHANG Guoping, LIU Congqiang. Determination of chloramphenicol and three tetracyclines by solid phase extraction and high performance liquid chromatography-ultraviolet detection [J]. Chinese Journal of Analytical Chemistry, 2007, 35(3): 315-319. (in Chinese))
- [14] 张川, 胡冠九, 孙成. UPLC-ESI-MS/MS法同时测定水中7种抗生素[J]. 环境监测管理与技术, 2009, 21(3): 37-40. (ZHANG Chuan, HU Guanjiu, SUN Cheng. Simultaneous analysis of 7 antibiotics in water by ultra performance liquid chromatography-electrospray ionization-tandem mass spectrometry [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2009, 21(3): 37-40. (in Chinese))
- [15] MCARDELL C S, MOUNAR E, SUTER M J F, et al. Occurrence and fate of marolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the Glatt valley watershed, Switzerland [J]. Environmental Science and Technology, 2003, 37: 5479-5486.
- [16] KIM S D, CHO J, KIM I S, et al. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters [J]. Water Resources, 2007, 41(5): 1013-1021.

(收稿日期: 2015-04-30 编辑: 彭桃英)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.017

微污染水库水超滤膜处理工艺的试验研究

郑 钊¹, 裘建平¹, 操家顺²

(1. 金华职业技术学院, 浙江 金华 321007;

2. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098)

摘要:利用 PVC 合金超滤膜中试装置与不同预处理组合成“混凝-超滤”、“混凝-沉淀-超滤”和“混凝-气浮-超滤”3 种工艺处理微污染水库水, 研究其净水效果及跨膜压差变化规律。结果表明:3 种组合工艺的浊度去除率均在 99% 以上; 镜检出水细菌、藻类含量基本接近零; 对 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除效果顺序为:“混凝-气浮-超滤”>“混凝-沉淀-超滤”>“混凝-超滤”; 红外光谱分析结果显示, 亲水性有机物是引起膜污染的主要物质; 低温低浊期, 跨膜压差随着产水时间变化趋势线的斜率为 0.0164、跨膜压差平均值为 23.57 kPa; 高温高藻期斜率为 0.0432、跨膜压差平均值为 21.28 kPa。

关键词:微污染水库水; 超滤膜; 预处理; 跨膜压差; 膜污染; 膜通量; PVC 合金超滤膜

中图分类号: X524 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0089-05

Experimental study on ultrafiltration membrane process for treatment of slightly-polluted reservoir water

ZHENG Zhao¹, QIU Jianping¹, CAO Jiashun²

(1. Jinhua Polytechnic, Jinhua 321007, China;

2. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resources Development of Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: In this study, the PVC alloy ultrafiltration (UF) membrane pilot device and different pretreatment processes were used to develop three processes, including the coagulation-UF, coagulation-sedimentation-UF, and coagulation-flotation-UF processes, for the treatment of slightly-polluted reservoir water. The water purification effects of these processes and the changing pattern of the transmembrane pressure (TMP) were analyzed. The results show that the turbidity removal rate was above 99% when the three processes were used; almost no algae or bacteria were detected in the outflow through microscopic examination; the three processes can be ranked by their effects in removing COD_{Mn} and UV_{254} in the following descending order: coagulation-flotation-UF, coagulation-sedimentation-UF, and coagulation-UF; the results of ATR-FTIR show that hydrophilic organic matter was the main substance causing membrane fouling; during the low-temperature and low-turbidity period, the slope of the variation trend line of the TMP was 0.0164, and the average TMP was 23.57 kPa; and, during the high-temperature and algae-laden period, the slope was 0.0432, and the average TMP was 21.28 kPa.

Key words: slightly-polluted reservoir water; ultrafiltration membrane; pretreatment; transmembrane pressure; membrane fouling; membrane flux; PVC alloy ultrafiltration membrane

粗放的经济发展导致我国水环境污染的不断加剧, 水源水质不断下降。目前我国水厂 95% 以上在使用“混凝-沉淀-过滤-消毒”常规工艺, 多数出水水质无法满足新的水质标准要求, 因此迫切需要在水

处理工艺技术进行升级改造。在深度处理技术中, 超滤工艺由于具有去浊率高、出水水质稳定可靠、能有效去除病原微生物、出水无须消毒等优点^[1], 成为水厂深度处理非常有前景的方法之一^[2]。目前

国内外对采用混凝、超滤组合来处理饮用水开展了有益探索^[3-6],但目前超滤的预处理工艺应用并不成熟,尤其是利用超滤直接对传统工艺供水厂进行改造时,如何更好利用原有的水处理单元,优化超滤组合工艺流程,选择预处理技术的应用形式、超滤膜污染等,值得进一步研究探讨。

本文以某水库原水为研究对象,将价格低、亲水性好、韧性高^[7]的PVC合金超滤膜与前端预处理工艺进行组合比选,考察其处理效能,提出最佳组合工艺,旨在为超滤膜在城市供水厂的提升改造应用提供科学依据。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置及运行方案

采用PVC合金超滤膜装置的工艺流程见图1。膜组件为浸入式帘式PVC合金中空纤维膜,共有2个膜束,总过滤面积为36 m²,膜孔径0.01 μm,膜丝的内径和外径分别为1.0 mm和1.6 mm。

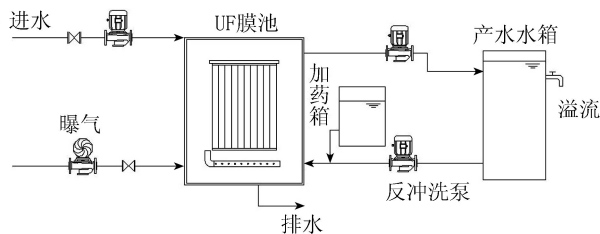


图1 PVC合金膜装置试验流程

试验参数:膜通量30 L/(m²·h),单个产水周期内产水时间为60 min,反冲洗曝气时间为1 min(另有反洗准备时间2s,反洗后排污时间14s,共计76s),曝气量为8 L/min,维护性清洗为每120个产水周期1次(约合5.5 d)。

1.2 试验水质及分析方法

试验用水分别取自江南某水厂絮凝池出水、沉淀池出水以及气浮池出水,水质状况见表1。絮凝剂为聚合氯化铝。

UV₂₅₄采用海天美UV1100分光光度计测定;浊度采用TZS-400型浊度仪测定;COD_{Mn}的检测采用酸性高锰酸钾法;颗粒物粒径采用Mastersizer 2000激光粒度仪测定;细菌总数通过平板计数法测定,扫描电镜采用日本Hitachi公司S-3400N II型扫描电子显微镜;ATR-FTIR采用美国NICOLET公司NEXUS870型傅里叶变换红外光谱仪测定;跨膜压

差和温度分别通过压力表和温度计读出。

2 试验结果与讨论

2.1 污染物处理效果比较

表现为浊度的胶体不仅有污染物,而且有水中的细菌、病毒等微生物的重要附着载体,因此浊度不仅是一项感官性水质指标,也是代表卫生安全性的水质指标。UV₂₅₄主要代表腐殖类有机物,这类有机物的主要特点是含有羰基、苯环和羧酸基等不饱和官能团,并与三卤甲烷等消毒副产物有较好的相关性^[8]。

从图2可知,3种预处理后不同出水的浊度,经膜处理后均能达到99%以上的去除率,表现出超滤膜优越的筛分功能和对浊度物质的绝对屏障作用。“混凝-气浮-超滤”工艺对COD_{Mn}去除率最佳,与“混凝-气浮”预处理的贡献大有直接关系。“混凝-气浮-超滤”工艺对UV₂₅₄的去除率最佳,主要原因是超滤膜表面及其表面形成的滤饼具有吸附和截留作用。其次,UV₂₅₄通常用来表征水中含有双键或苯环一类疏水性有机物,通常呈负电性,气浮工艺中的微小气泡与疏水性有机物产絮体黏附,浮至水面。气浮在去除小分子量有机物时显示了一定的优势。3种组合工艺,对浊度、COD_{Mn}、UV₂₅₄的去除效果顺序为:“混凝-气浮-超滤”>“混凝-沉淀-超滤”>“混凝-超滤”。“混凝-超滤”工艺因原水中SS与絮凝产生的SS叠加,加重了超滤负荷,对去除效率及运行周期产生了一定影响。

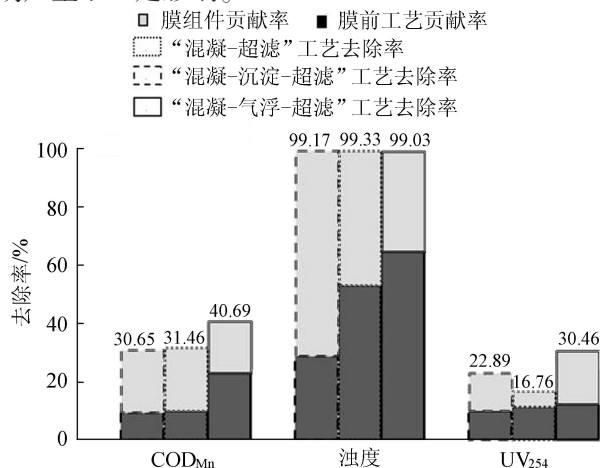


图2 PVC合金膜装置对COD_{Mn}、UV₂₅₄和浊度的平均去除率

表1 某水厂水源水水质

类别	浊度/ NTU	pH值	$\rho(\text{Cl}^-)/$ (mg·L ⁻¹)	细菌 总数	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{TN})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{TP})/$ (mg·L ⁻¹)
年最大值	10.90	8.68	17.00	510.00	0.31	3.00	2.32	0.04
年最小值	1.33	6.76	4.17	120.00	0.01	1.30	0.71	0.01
年平均值	3.68	7.81	7.80	332.61	0.15	2.03	1.42	0.02

2.2 细菌和藻类的处理效果比较

分别取水厂原水和装置的出水进行检测,考察工艺对细菌和藻类的处理效果,试验结果见表2~3。

表2 对细菌的去除效果

类别	范围/ (个·mL ⁻¹)	平均值/ (个·mL ⁻¹)	去除率/%
混凝-超滤	原水	198 ~ 334	263.25
	出水	0	0
混凝-沉淀-超滤	原水	189 ~ 313	234.50
	出水	0	0
混凝-气浮-超滤	原水	123 ~ 302	266.25
	出水	0	0

表3 对藻类的去除效果

类别	范围/ (万个·mL ⁻¹)	平均值/ (万个·mL ⁻¹)	平均去除率/%
混凝-超滤	原水	876.36 ~ 1982.22	1503.12
	混凝出水	132.45 ~ 178.87	156.72
	PVC合金膜出水	0 ~ 0.23	0.06
混凝-沉淀-超滤	原水	581.56 ~ 2154.87	1183.33
	混凝出水	89.32 ~ 189.32	130.63
	PVC合金膜出水	0	0
混凝-气浮-超滤	原水	486.53 ~ 2364.27	1370.97
	混凝出水	98.53 ~ 143.99	121.20
	PVC合金膜出水	0	0

表2和表3表明,3种组合工艺去除藻类和细菌,出水均能达到规范标准,去除率均在99.99%以上。采用的超滤膜装置膜孔径为0.01 μm,能有效截留尺寸较大的藻类和细菌;对于0.005~0.1 μm的病毒,因膜孔吸附作用也能达到较高的去除率。

2.3 运行时间与跨膜压差关系

跨膜压差是膜污染直观有效的表征。试验过程中,膜通量恒定为30 L/(m²·h),考察跨膜压差的变化。为了正确区别膜污染引起的跨膜压差的变化和温度的影响,可以通过公式将跨膜压差统一修正到20℃时的跨膜压差。具体公式为^[9]

$$P_{T_{MP20}} = P_{T_{MP}} e^{0.031(T-20)} \quad (1)$$

式中: $P_{T_{MP20}}$ 为20℃时的跨膜压差, kPa; T 为温度,℃。

图3显示了经过温度修正后各个不同工艺条件下PVC合金膜装置跨膜压差的变化情况。

由图3可明显看出,膜装置“混凝-超滤”与“混凝-沉淀-超滤”的跨膜压差 P_{TMP} 值及其变化趋势相当,跨膜压差高,通过单个周期的清洗,不能使跨膜压差恢复到该产水周期的初始状况,说明抗膜污染能力较弱;“混凝-气浮-超滤”工艺跨膜压差最低,每

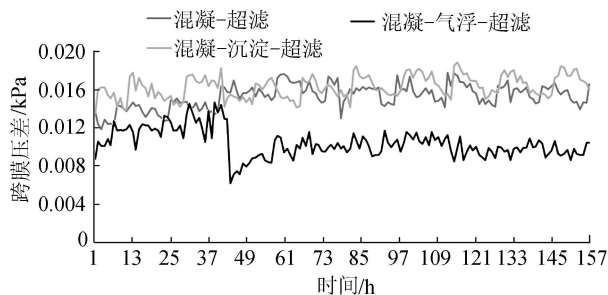


图3 经温度修正后的膜装置跨膜压差随时间变化情况

次的清洗基本可以使跨膜压差恢复到产水周期的初始值,说明抗膜污染能力最强;投加了混凝剂后,小分子有机物形成絮凝体,减缓了膜孔吸附小分子有机物而引起的膜污染,从而保持了较为稳定的跨膜压差值^[10],但是当原水的浊度较高时,膜表面截留的大量絮体可以在短时间内被压实,形成一个滤饼层,使得膜过滤阻力不断增加,从而导致跨膜压差快速增大。

2.4 膜通量与跨膜压差关系

采用“混凝-沉淀-超滤”的组合工艺对PVC合金膜装置进行了不同膜通量的运行试验,分别选取25、30、35 L/(m²·h)的通量进行了试验。跨膜压差数据结果见图4。

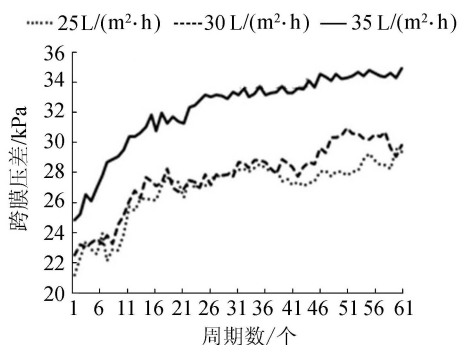


图4 PVC合金膜装置不同膜通量跨膜压差

从图4可以看到,3种不同通量PVC合金膜装置经历60个产水周期(约合60h)跨膜压差均持续增加,25 L/(m²·h)和30 L/(m²·h)的通量的 P_{TMP} 值增加趋势基本一致,相差不大,35 L/(m²·h)通量下的 P_{TMP} 则明显高于前二者,且 P_{TMP} 增加速度也明显较快,即膜污染更易产生,可能导致整个膜系统清洗更为频繁且清洗所需要的水和药品消耗量更多。因此,在试验水质条件下,25~30 L/(m²·h)为适合的通量区间。

2.5 不同单个过滤周期的产水时间运行试验

采用“混凝-沉淀-超滤”的组合工艺进行了不同单个过滤周期产水时间的运行试验,分别选取60、65、70、80 min,跨膜压差试验结果见图5。

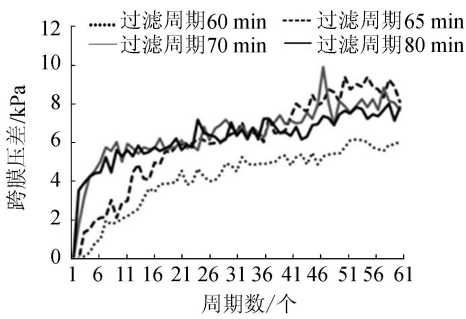


图5 PVC膜装置不同单个过滤周期产水时间跨膜压差

由图5可知,当PVC膜装置过滤周期60 min时,从第1~21个周期,跨膜压差呈较快增长,当第21个周期后,跨膜压差增长趋于稳定,在25 kPa左右。过滤周期时间为65 min、70 min和80 min时,跨膜压差增长速度明显加快,达到29 kPa左右时趋于稳定。因此60 min为最适宜的单个过滤周期产水时间。

2.6 膜污染试验

使用日本S-3400N II扫描电子显微镜测试,结果见图6。

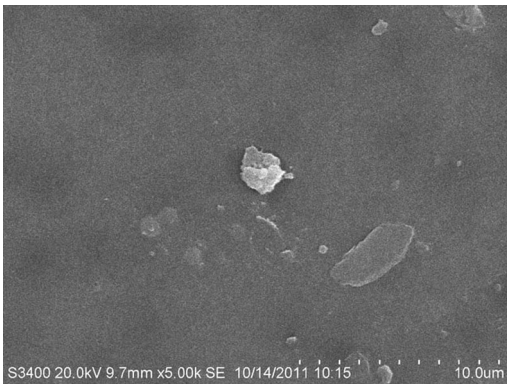


图6 PVC膜装置使用后膜SEM照片

从图6可见,PVC合金膜的滤饼层致密。滤饼层致密,过滤阻力增大,导致跨膜压差增大和膜通量下降。

采用德国Bruker公司EQulNOx55型傅立叶变换红外光谱仪测试膜污染物中胞外聚合物的有机官能团。图7为膜污染后表面滤饼层污泥的红外光谱分析。

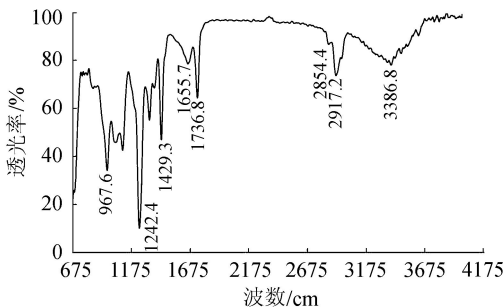


图7 污染后PVC膜装置膜表面官能团的红外光谱

图7的吸收峰是羟基基团中O-H(3386.8 cm^{-1})键、C-O(967.6 cm^{-1})键、C=O(1736.8 cm^{-1})键、C-H(2917.2 cm^{-1})键的伸缩振动产生的,证明了膜污染中存在大量的糖类物质。

2.7 低温低浊期比较试验

低温低浊水中的杂质主要以细小胶体分散体系溶于水中,混凝过程难以形成絮体胶体。对于超滤膜装置,水温低于所用膜产品所要求的水温范围时,超滤膜表面的膜孔会有一定程度的收缩^[11]。这两方面均对膜污染产生影响。采取“混凝-沉淀-超滤”组合工艺对PVC合金超滤膜装置的跨膜压差进行比较,结果见图8。

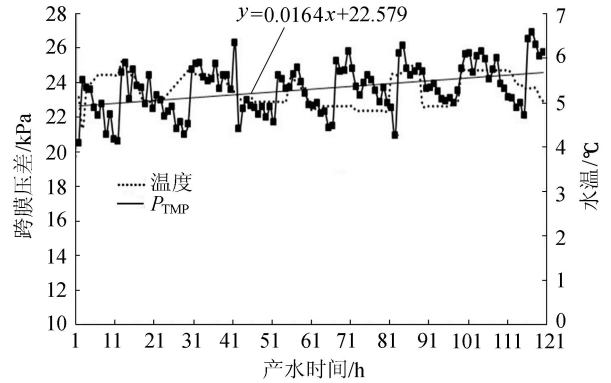


图8 低温低浊期跨膜压差

PVC合金膜装置运行了约118个产水周期时,跨膜压差从20.45 kPa变为了25.70 kPa,平均值23.57 kPa,整个过程跨膜压差波动性明显,呈升高趋势,变化趋势线斜率为0.0164,呈现了“升高-气水反冲洗恢复-升高-气水反冲洗恢复”过程。经气水反冲洗,单个产水周期末端的跨膜压差(平均26.22 kPa)有一定恢复(平均21.58 kPa)。

2.8 高温高藻期比较试验

在高温高藻期,微污染水库水有藻类大量繁殖,影响水厂常规处理构筑物正常运行,有的藻类可能会产生藻毒素和臭味,对水质安全造成影响^[12]。水厂现有的“混凝-沉淀-过滤-消毒”常规工艺无法完全去除这些藻类。目前超滤是去除水体中的“两虫”、藻类、细菌和病毒最有效技术^[13]。然而,原水中藻类的繁殖会导致大量的藻黏附在超滤膜的表面,使得膜的过滤阻力剧增、膜通量快速下降、跨膜压差显著升高,并且通过常规的反冲洗过程难以恢复,降低了整个超滤工艺的运行效率,继而影响了超滤工艺的应用范围。

选取“混凝-沉淀-超滤”的组合工艺开展高温高藻期试验,进行跨膜压差比较,结果见图9。

从图9可见,试验运行120 h、约118个产水周期,跨膜压差从19.83 kPa到23.23 kPa,平均值为

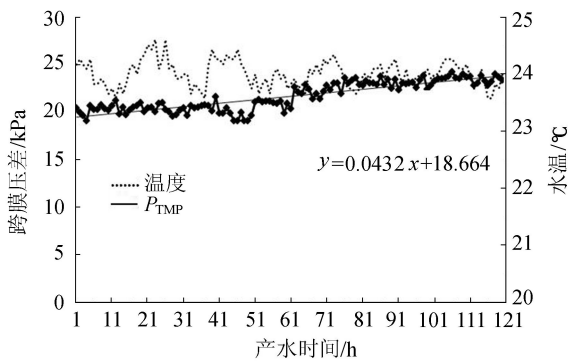


图9 高温高藻期装置跨膜压差

21.28 kPa, 整个过程跨膜压差呈升高趋势, 升高趋势线的斜率为0.0432。

3 结论

a. 3种组合工艺对浊度均能达到99%以上的去除效果, 表现出超滤膜优越的筛分功能。

b. 3种组合工艺对 COD_{Mn} 、 UV_{254} 的去除效果顺序为: “混凝-气浮-超滤” > “混凝-沉淀-超滤” > “混凝-超滤”; 跨膜压差顺序为 “混凝-沉淀-超滤” > “混凝-超滤” > “混凝-气浮-超滤”。

c. 跨膜压差随着膜通量的增大而升高, 在试验水质条件下, $25 \sim 30 L/(m^2 \cdot h)$ 的膜通量和 60 min 的单个过滤周期的产水时间较为适宜。

d. 通过 SEM 扫描电镜及 ATR-FTIR 红外光谱分析, 超滤膜外污染滤饼层致密, 亲水性有机物是引起不可逆膜污染的主要物质。

e. 在低温低浊期试验中, 跨膜压差随着产水时间延长而呈升高趋势, 变化趋势线的斜率为 0.0164, 跨膜压差平均值为 23.57 kPa。

f. 在高温高藻期, 跨膜压差随着产水时间的延长呈升高趋势, 变化趋势线的斜率为 0.0432, 跨膜压差平均值为 21.28 kPa。

参考文献:

[1] 顾国维, 何义亮. 膜生物反应器在污水处理中的研究和应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.

[2] 于淑花, 蔡传义, 于海宽, 等. 东营南郊超滤膜水厂五年运行效果评价[J]. 中国给水排水, 2014, 30(18): 28-30. (YU Shuhua, CAI Chuanyi, YU Haikuan, et al. Evaluation of five-year operation effect of nanjiao waterworks in Dongying[J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(18): 28-30. (in Chinese))

[3] QIN Jianjun, MAUNG H O, KIRAN A K, et al. Reservoir water treatment using hybrid coagulation-ultrafiltration [J]. Desalination, 2006, 193: 344-349.

[4] 陆俊宇, 李伟英. 不同预处理工艺对超滤膜运行影响的中试试验研究[J]. 水处理技术, 2010, 36(6): 119-122.

(LU Junyu, LI Weiyang. Pilot study on the effect of different pretreatment measures on surface water ultrafiltration[J]. Technology of Water Treatment, 2010, 36(6): 119-122. (in Chinese)).

[5] TOMASZEWSKA M, MOZIA S. Removal of organic matter from water by PAC/UF system [J]. Water Resources, 2002, 36: 4137-4143.

[6] XIA S J, LIU Y N, LI X, et al. Drinking water production by ultrafiltration of Songhuajiang River with PAC adsorption [J]. Journal of Environmental Science, 2007, 19: 536-539.

[7] 刘镇江. 七通道 PVC 合金中空纤维超滤膜的创新之路 [J]. 膜科学与技术 2010, 30(4): 102-106 (LIU Zhenjiang. The innovation of seven-channel ultrafiltration hollow fiber membranes made from PVC alloy [J]. Membrane Science and Technology, 2010, 30(4): 102-106. (in Chinese))

[8] 蒋绍阶, 刘宗源. UV_{254} 作为水处理中有机物控制指标的意义 [J]. 重庆建筑大学学报, 2002, 24(2): 61-65. (JIANG Shaojie, LIU Zhongyuan. The meaning of UV_{254} as an organic matter monitoring parameter in water supply & wastewater treatment [J]. Journal of Chongqing Jianzhu University, 2002, 24(2): 61-65. (in Chinese))

[9] 美国海德能公司. 中空纤维膜 HYDRAcap™ 技术手册 [EB/OL]. [2010-07-02]. http://wenku.baidu.com/link? url = OmWNrQfvUPRfEgotXrC3rxfCt5J4W2sXGeKRTggvW_8x2d-MtCWlidKA2yJZpu8oUHp2ETkZ136IkMw6wpGGbuNW_ybyDfvRGFEkbbkDUS3.

[10] 李永红, 张伟, 张晓健, 等. 超滤膜有污染控制研究进展 [J]. 中国给水排水, 2009, 25(2): 1-2. (LI Yonghong, ZHANG Wei, ZHANG Xiaojian, et al. Research progress in pollution control of ultra filtration membrane [J]. China Water & Wastewater, 2009, 25(2): 1-2. (in Chinese))

[11] 康华, 何文杰, 韩宏大, 等. 中空纤维超滤膜处理滦河水中试研究 [J]. 中国给水排水, 2008, 24(1): 5-8. (KANG hua, HE wenjie, HAN hongda, et al. Research on hollow fibre ultrafiltration membrane for treatment of Luan River water [J]. China Water & Wastewater, 2008, 24(1): 5-8. (in Chinese))

[12] 孙丽华, 李星, 陈杰, 等. 超滤膜组合工艺处理高藻水库水试验研究 [J]. 工业水处理, 2010, 30(2): 24-27. (SUN lihua, LI Xing, CHEN Jie, et al. Pilot study of reservoir water treatment with high algae content by UF combined processes [J]. Industrial Water Treatment, 2010, 30(2): 24-27. (in Chinese))

[13] SHANNON M A, BOHN P W, ELIMELECH M, et al. Science and technology for water purification in the coming decades [J]. Nature, 2008, 452(20): 301-310.

(收稿日期: 2015-10-09 编辑: 彭桃英)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.018

珠江重要河流底栖动物水质生物学评价

王旭涛¹, 谢 昭², 刘 威¹, 徐 盛²

(1. 珠江水资源保护科学研究所, 广东 广州 510611; 2. 南京农业大学昆虫系, 江苏 南京 210095)

摘要: 2011 年和 2012 年调查了珠江流域 66 个样点的底栖动物和水化学指标, 利用 2011 年北江 11 个样点和郁江 17 个样点的底栖动物群落和水化学指标, 采用主成分分析法获得综合环境因子(主成分 1 和主成分 2)。分析 36 个候选底栖动物参数与环境因子间的相关性, 结合参数的分布范围, 确定适于珠江流域开展河流生态系统生物学质量评价的 3 个底栖动物参数: 双翅目百分比、刮食者百分比和 BI 指数, 进而构建了珠江流域河流生物学质量评价的综合生物指数及评价等级(清洁、轻度污染、中度污染和重度污染)。66 个样点的综合生物指数评价结果显示, 珠江流域河流生物学质量以轻度至中度污染为主, 占 80.3%, 清洁占 13.6%, 重度污染占有 6%。研究表明, 在珠江流域应用底栖动物开展中大型河流水质生物学评价具有良好的应用前景。

关键词: 大型底栖无脊椎动物; 综合生物指数; 生物学评价; 珠江

中图分类号: X826 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0094-05

Bioassessment of water quality using benthic macroinvertebrates in major rivers of Pearl River Basin

WANG Xutao¹, XIE Zhao², LIU Wei¹, XU Sheng²

(1. Scientific Institute of Pearl River Water Resources Protection, Guangzhou 510611, China;

2. Department of Entomology, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Benthic macroinvertebrates and hydrochemical indices were collected from 66 sampling sites in the Pearl River Basin in the years 2011 and 2012. The benthic macroinvertebrate communities and hydrochemical indices from 11 sites of the Beijiang River and 17 sites of the Yujiang River in the year 2011 were investigated, and the integrated environmental factors (PC1 and PC2) were obtained through principle analysis. Based on analysis of the correlation between 36 candidate parameters and the environmental factors, and the distribution of the parameters, three indices applicable to bioassessment of the river ecosystem in the Pearl River Basin were determined, including the percentage of diptera taxa, the percentage of scrapers, and the biotic index (BI). Then, the integrated biotic index was determined and the grading scales were classified into non-pollution, slight pollution, moderate pollution, and heavy pollution categories. The assessment of integrated biotic indices from 66 sampling sites shows that the biological conditions of 80.3% of the rivers had the status of slight to moderate pollution, 13.6% of the rivers had the status of non-pollution, and 6% of the rivers had the status of heavy pollution in the Pearl River Basin. This study demonstrates the applicability of bioassessment of water quality in medium-and large-sized rivers of the Pearl River Basin using benthic macroinvertebrates.

Key words: benthic macroinvertebrate; integrated biotic index; bioassessment; Pearl River

水质生物评价自 1902 年德国科学家 Kolkwita 和 Marsson 首次应用至今, 历经了 100 多年的发展, 提出了许多成功的水质生物学评价参数^[1]。大型底栖动物因其生活周期长、行动缓慢、分布广泛、个

体较大、易于采集和识别、对环境变化敏感等特点, 已成为水质生物学评价中应用最广泛的类群^[2]。自 20 世纪 70 年代以来, 北美和欧洲已广泛应用大型底栖动物群落结构对河流水质进行评价^[3-6]。国

基金项目: 水利部公益性行业科研专项(201001021, 201301047)

作者简介: 王旭涛(1981—), 男, 工程师, 硕士, 主要从事水生态调查与评价研究。E-mail: awuhu@126.com

内虽然也有相关方面的研究^[7-11],但相比国外而言,比较欠缺。

总体而言,水质生物学评价方法一般分为变量分析法 (variate method) 和度量分析法 (metric method)。变量分析法主要从生态学角度考虑,通过建立预测模型来进行水质生物学评价。此类方法的理论基础是:在参照条件下,生物群落结果相似。该方法在英国和澳大利亚使用较为广泛,如英国的 BEAST 模型和澳大利亚的 AusRivAS 模型^[3,12-13]。相比变量分析法,度量分析法具有计算简单、评价直观、易于被相关环保部门接受等特点。此类方法的基础是选取合适的生物参数,但一般情况下,单一的生物指数只能反映生物群落结构及功能的单个方面,不能进行全面而准确的评价。因此,自 20 世纪 90 年代初北美国家开始使用多个生物参数综合评价水质^[3-4,12,14]后,国内也出现了一些相应研究^[15-16]。多度量指数评价方法中的生物参数筛选,一般采用参照组和干扰组进行对比和判别分析。此方法虽已发展得较为成熟,但仍然有一定的限制,如有些人为了干扰严重的流域难以找到充足的参照样点。为此,笔者尝试通过结合受损河流水体理化指标和底栖动物群落,以生物参数对环境因子的响应为依据,筛选出合适的生物指数,进而针对研究区域进行水质生物学评价。

1 研究方法

1.1 研究区域概况

珠江是我国境内第 3 大河流,是西江、北江、东江和珠江三角洲诸河的总称,干流全长 2 129 km,流域面积 35.5 万 km²。珠江流域地处亚热带,年平均温度在 14~22℃,年平均降雨量 1 200~2 200 mm,降雨量分布呈由东向西逐步减少的特点,且降雨年内分配不均,地区分布差异和年际变化较大。

1.2 生物数据采集

2011 年 10 月对北江的 11 个样点和郁江的 17 个样点进行大型底栖无脊椎动物采集,2012 年 3 月对北江的 13 个样点、东江的 16 个样点、桂江的 9 个样点进行大型底栖无脊椎动物采集。在 100 m 长的采集河段,用 D 形网(40 目,直径 0.3 m)采集 5 个小样方,总采集面积约为 1.5 m²。小样方数的分配依据采集河段内各种小生境(水草区、静水区、流水区等)出现的比例合理分配。采集的样本在野外用 40 目钢筛筛选,并用 10% 的福尔马林溶液固定后带回实验室。室内鉴定时,根据鉴定资料尽可能鉴定至属,区分到种。

1.3 水体理化指标测定

DO、电导率和 pH 值用多参数水质分析仪 HANNA (HI98129) 现场测定; TP、NH₃-N、NO₃-N、NO₂-N、磷酸盐、硅酸盐、氯化物、COD_{Mn} 等指标是将水样野外冷藏带回实验室内测定,所有指标的测定都按照 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》进行。

1.4 数据分析

参照相关参考文献,计算了 36 个对干扰反应比较敏感的、涵盖了底栖动物群落组成与结构丰度、多度、取食功能团和多样性指数等底栖动物参数(表 1)。对 11 个水体理化指标进行 Spearman 秩相关分析,剔除显著相关(|r|>0.70, p<0.05)的冗余参数。对筛选后剩余指标进行主成分分析,得到主成分 1 和主成分 2。将 36 个底栖动物参数和环境因子(主成分 1 和主成分 2 得分)进行 Spearman 秩相关分析,得到能与环境因子较好响应的底栖动物参数。最后通过得到的底栖动物参数对样点进行生物评价。其中,Spearman 秩相关分析在 SPSS 20.0 中进行,PCA 分析在 PRIMER v 6.0 中进行。因为仅 2011 年 10 月北江和郁江的 28 个样点具有完整的理化参数,所以本文采用 2011 年 10 月北江和郁江的 28 个样点的数据来建立底栖动物综合指数和水质评价等级,进而对珠江流域 66 个样点进行水质生物学评价,评估珠江流域河流生态系统的生物学质量现状。

表 1 36 个候选底栖动物参数

代码	名称	代码	名称	代码	名称
M1	总分类单元数	M13	蜉蝣目百分比	M25	优势单元百分比
M2	EPT 分类单元数	M14	毛翅目百分比	M26	前 2 位优势单元百分比
M3	蜉蝣目分类单元数	M15	双翅目百分比	M27	前 3 位优势单元百分比
M4	毛翅目分类单元数	M16	鞘翅目百分比	M28	前 5 位优势单元百分比
M5	甲壳纲分类单元数	M17	摇蚊科在双翅目中比例	M29	EPT 百分比
M6	软体动物分类单元数	M18	大蚊科在双翅目中比例	M30	敏感类群百分比
M7	鞘翅目分类单元数	M19	水生昆虫分类单元数	M31	耐污类群百分比
M8	蜻蜓目分类单元数	M20	捕食者百分比	M32	中性类群百分比
M9	双翅目分类单元数	M21	撕食者百分比	M33	BI 指数
M10	总物种数	M22	集食者百分比	M34	多样性指数
M11	寡毛纲百分比	M23	滤食者百分比	M35	优势度指数
M12	软体动百分比	M24	刮食者百分比	M36	均匀度指数

2 结果与分析

2.1 水体化学组成

用于构建底栖动物综合指数的 28 个样点的水

体化学特征见表2。根据 GB3838—2002《地表水环境质量标准》，28个采样点的 DO 质量浓度在 I 类到 IV 类水之间；NH₃-N 质量浓度均在 I 类水到 V 类

水之间；TP 质量浓度均为 II 类或 III 类水；COD_{Mn} 质量浓度均在 I 类到 III 类水之间。

表2 28个采样点11个水体化学指标的最大值、最小值、平均值

项目	pH	电导率/ ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	$\rho(\text{DO})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{亚硝氮})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{硅酸盐})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{磷酸盐})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{TP})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{Cl}^-)$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{硝氮})$ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
最大值	8.24	420	8.90	1.78	0.16	18.30	0.12	0.14	4.80	12.30	3.51
最小值	7.20	104	4.67	0.00	0.01	2.62	0.02	0.03	0.90	0.94	0.44
平均值	7.80	241	7.06	0.32	0.05	8.51	0.05	0.07	2.08	6.84	1.61

2.2 底栖动物群落组成

2011年10月北江和郁江28个样点共获得54个大型底栖无脊椎动物分类单元,其中昆虫纲19个分类单元,包括鞘翅目3个,蜻蜓目6个,蜉蝣目6个,毛翅目1个,双翅目3个;甲壳纲4个;软体动物24个;环节动物门6个,包括蛭纲3个,多毛纲1个,寡毛纲2个和扁形动物门1个。

2.3 底栖动物综合指数构建

根据对11个水体理化指标进行的 Spearman 相关性分析结果,剔除磷酸盐 ($|r| > 0.70, p < 0.05$)。对剩余的10个指标进行主成分分析,结果表明,第1、2主成分能解释环境变异的71.3%,可以很好代表研究区域的环境干扰因子。其中第1主成分(PC1)可以解释总变异的44.9%,从排序图(图1)可以看出,PC1与硅酸盐呈显著正相关,与电导率和NO₃-N呈显著负相关;第2主成分(PC2)可以解释总变异的26.3%,从排序图上可以看出,PC2与氯化物、COD_{Mn}呈显著正相关,与DO呈显著负相关。

考虑生物参数尽可能涵盖底栖动物群落信息,结合生物参数值的分布范围和环境指示性,剔除M12和M31,最终确定M15双翅目百分比、M24刮食者百分比和M33BI指数作为珠江流域河流生物质量评价的综合指数构成指数。

2.4 综合指数的计算及评价等级

采用 Karr 等提出的5、3、1生物指数记分法统一双翅目百分比、刮食者百分比和BI指数的评价量纲^[16](表3)。其中双翅目百分比和BI指数值随干扰的增强而增加,以小于20%分位数计为5,大于80%分位数计为1,介于20%~80%之间计为3;刮食者百分比则随干扰增强而减小,以大于80%分位数计为5,小于20%分位数计为1,介于20%~80%之间计为3。分值越大,表示环境质量越好。累加上述3个指数的分值,即为综合指数的分值,最高为15,最低为3。采用四分法确定综合指数评价水质的4个等级:清洁(13~15)、轻度污染(10~12)、中等污染(7~9)和重度污染(3~6)。

表3 3个生物指数的分值计算方法

生物指数	频数分布		得分		
	20% 分位数	80% 分位数	5	3	1
双翅目百分比	0.23	0.88	<0.23	0.23~0.88	>0.88
刮食者百分比	0.03	0.44	>0.44	0.03~0.44	<0.03
BI指数	5.39	7.79	<5.39	5.39~7.79	>7.79

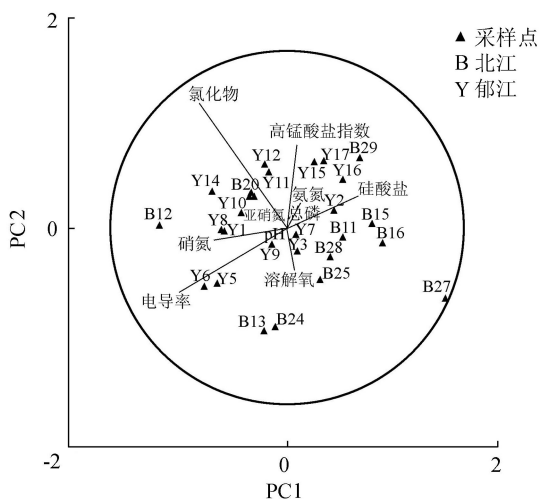


图1 28个采样点水化学指标的主成分排序

将36个生物参数和环境因子进行 spearman 相关性分析,得到5个生物参数与环境干扰呈显著相关,这5个生物参数分别是 M12 软体动物百分比、M15 双翅目百分比、M24 刮食者百分比、M31 耐污类群百分比和 M33BI 指数。其中 M12 与 M24 显著相关($r=0.89$), M31 与 M33 显著相关($r=0.93$)。

2.5 珠江流域河流生态系统生物学质量评价

应用本文构建的综合指数及评价等级,并以霍堂宾等^[17]提出的群落多样性水质评价的方法与结果作为参照对比,对珠江流域河流生态系统的生物学质量进行综合评价,评价结果分别见表4和表5。北江11个采样点和郁江17个采样点的综合指数评价结果表明,北江水体生物学质量以轻度 and 中度污染为主,占63.6%;清洁的只有1个样点;重度污染样点3个,占27.3%。郁江水体生物学质量要好于北江,没有重度污染样点,清洁样点也只有1个;轻度污染样点5个,占29.41%;中度污染样点11个,占64.71%。香农多样性指数的评价结果表明,北江的生物学质量同样以轻度至中度污染为主,占

表4 2011年北江和郁江28个点位综合生物指数和香浓多样性指数水质生物学评价结果

点位	综合指数评价		香浓多样性指数评价		点位	综合指数评价		香浓多样性指数评价	
	指数	水体生物学质量	指数	水体生物学质量		指数	水体生物学质量	指数	水体生物学质量
B11	9	中度污染	2.97	轻度污染	Y4	9	中度污染	2.30	轻度污染
B12	11	轻度污染	2.94	轻度污染	Y5	15	清洁	1.99	中度污染
B13	13	清洁	2.38	轻度污染	Y6	9	中度污染	2.89	轻度污染
B15	5	重度污染	0.32	重度污染	Y7	9	中度污染	3.01	清洁
B16	5	重度污染	1.87	中度污染	Y8	9	中度污染	1.33	中度污染
B20	9	中度污染	2.29	轻度污染	Y9	9	中度污染	2.55	轻度污染
B24	7	中度污染	0.46	重度污染	Y10	11	轻度污染	1.56	中度污染
B25	9	中度污染	2.24	轻度污染	Y11	11	轻度污染	1.53	中度污染
B27	7	中度污染	1.53	中度污染	Y12	11	轻度污染	1.69	中度污染
B28	3	重度污染	0.26	重度污染	Y13	11	轻度污染	2.00	轻度污染
B29	7	中度污染	1.45	中度污染	Y14	7	中度污染	1.77	中度污染
Y1	9	中度污染	1.85	中度污染	Y15	7	中度污染	2.13	轻度污染
Y2	9	中度污染	2.10	轻度污染	Y16	9	中度污染	2.21	轻度污染
Y3	11	轻度污染	0.00	重度污染	Y17	9	中度污染	1.45	中度污染

注: B为北江, Y为郁江。

表5 2012年北江、东江、桂江38个点位综合指数和香农多样性指数水质生物学评价结果

点位	综合指数评价		香浓多样性指数评价		点位	综合指数评价		香浓多样性指数评价	
	指数	水体生物学质量	指数	水体生物学质量		指数	水体生物学质量	指数	水体生物学质量
B11	7	中度污染	0.28	重度污染	D9	13	清洁	3.23	清洁
B12	7	中度污染	2.15	轻度污染	D10	9	中度污染	1.70	中度污染
B13	11	轻度污染	2.85	轻度污染	D11	11	轻度污染	2.39	轻度污染
B17	9	中度污染	1.30	中度污染	D12	13	清洁	1.56	中度污染
B18	11	轻度污染	2.77	轻度污染	D14	11	轻度污染	2.25	轻度污染
B20	13	清洁	2.45	轻度污染	D15	9	中度污染	1.86	中度污染
B21	13	清洁	1.26	中度污染	D16	11	轻度污染	2.90	轻度污染
B24	7	中度污染	1.54	中度污染	D17	11	轻度污染	1.98	中度污染
B25	7	中度污染	0.28	重度污染	D19	7	中度污染	1.60	中度污染
B27	13	清洁	3.20	清洁	D24	5	重度污染	1.46	中度污染
B28	9	中度污染	2.50	轻度污染	G8	11	轻度污染	1.49	中度污染
B29	11	轻度污染	2.91	轻度污染	G9	11	轻度污染	0.10	重度污染
B31	11	轻度污染	1.96	中度污染	G10	8	中度污染	3.04	清洁
D2	9	中度污染	1.91	中度污染	G11	15	清洁	1.99	中度污染
D3	9	中度污染	2.19	轻度污染	G12	11	轻度污染	2.33	轻度污染
D4	11	轻度污染	3.95	清洁	G14	13	清洁	2.15	轻度污染
D5	9	中度污染	2.27	轻度污染	G15	9	中度污染	2.15	轻度污染
D6	11	轻度污染	2.97	轻度污染	G16	11	轻度污染	2.62	轻度污染
D7	11	轻度污染	2.81	轻度污染	G17	11	轻度污染	3.15	清洁

注: B为北江, D为东江, G为桂江。

72.7%, 重度污染样点也为3个, 占27.3%。郁江的生物学质量也好于北江, 其清洁样点1个; 轻度污染样点7个, 占41.2%; 中度污染样点8个, 占47.15%; 重度污染样点仅1个。

2012年北江、东江和桂江的38个点位综合指数评价结果表明, 北江水体生物学质量较好, 清洁样点和轻度污染样点共7个(其中清洁样点3个), 占53.8%; 中度污染样点6个, 占46.2%; 没有重度污染样点。东江水体生物学质量以清洁和轻度污染为主, 共9个样点, 占56.3%; 中度污染样点6个, 占37.5%; 重度污染样点仅为1个。桂江水体生物学质量也以清洁和轻度污染为主, 共同7个样点, 占77.8%; 中度污染样点仅2个, 无重度污染样点。多

样性指数的评价结果表明, 北江水体生物学质量同样以清洁—轻度污染为主, 共7个样点; 中度污染和重度污染样点分别为4个和2个。东江和桂江的多样性指数评价结果总体上与综合指数评价结果相同, 仅在具体样点的等级上面存在一些差异。

综上所述, 珠江流域水体的生物学质量以轻度和中度污染为主, 清洁和重度污染的比例都比较少。从综合指数的评价结果看, 66个样点中, 轻度和中度污染样点共53个, 占80.3%; 清洁样点9个, 占13.6%; 重度污染样点4个, 占6%。从多样性评价结果看, 轻度和中度污染样点同样为53个, 占80.3%; 清洁样点和重度污染样点分别为6个和7个, 分别占9.1%和11.1%。

3 讨论

水体生物学质量是评价水生态系统健康状况的主要评价指标之一。底栖动物作为最常用的水生态健康评价的指示生物,已广泛应用于各类水体的生物学质量评价。但从水体类型看,主要是应用于可涉水溪流和湖泊,应用于不可涉水河流的研究与实践都非常少,而本文研究的水体以不可涉水河流为主。通常不可涉水河流与可涉水河流除了水深差异外,在底质组成和水流速度等物理栖息生境方面也存在明显差异,同样,底栖动物群落组成与结构也有较明显不同。另外,可涉水河流一般都位于流域的中下游,受人类活动干扰的影响也较大,基本上没有合适的参照样点,即受人类活动干扰极小的样点很少存在。在这种情况下,如何科学构建一个可靠的底栖动物综合指数,是水生态健康评价目前面临的一个重要挑战。

笔者通过分析生物参数与环境因子的响应关系,结合生物参数的分布范围和指示性,最终确定了双翅目百分比、刮食者百分比和 BI 指数作为珠江流域河流生物质量评价的综合指数的构成指数。与通常的溪流底栖动物综合指数的构成指数 6 个以上相比,至少少了一半。分析这种结果出现的可能原因有:①大河底栖动物种类和数量相对溪流要少得多,且目前采用的底栖动物采样方法可能不是十分适合大河,导致采样时偶然性的影响比较大;②大河普遍已受到人类活动干扰且干扰程度较重,底栖动物群落以中等耐污物种为主且较单一,导致很多生物参数与环境关系的响应不显著;③由于影响底栖动物群落组成与结构的物理和化学因子很多,限于可用数据量的局限性,本文只用了部分水体化学属性,仅能代表影响底栖动物群落组成与结构的部分干扰因子。

虽然本文只用 3 个底栖动物参数来构成适合珠江流域开展河流生物学质量评价的综合指数,但是从实践的结果看,本文所建立的综合评价指数还是较好地反映了珠江流域目前水体生物质量现状,即总体上处于轻度至中度污染水平,与单独用香农多样性指数评价结果在总体趋势上是一致的,但在具体点位的健康等级上仍存在较大差异,如 2011 年的评价结果中,综合指数评价结果中 3 个重度污染点与多样性指数评价的 4 个重度污染点,仅一个吻合;综合指数评价结果中 2 个清洁点为 B13 和 Y5,但多样性指数评价结果的清洁点为 Y7。只有 10 个采样点位两种评价方法结果一致。2012 年的 38 个采样点中综合指数评价结果为 7 个清洁点,1 个重度污染点;多样性指数评价结果有 5 个清洁点,3 个重度

污染点。其中 18 个点位两种评价方法结果一致。比较两种评价结果存在差异的点位,表明通过流域综合评价指数评价的结果要优于单独通过香农多样性指数评价的结果,如 2011 年的 B24、Y10、Y11 及 2012 年的 B11、B25、D12、G9 等点位,这些点位的物种种类较少,但是以耐污能力较差的清洁种为主,这种状况下香农多样性指数较低,但综合指数较高;而对于 2011 年的 B16、Y7 以及 2012 年的 D4、G10 等点位,虽然物种种类较多,但是以耐污能力较高的耐污种为主,这种状况下香农多样性指数较高,而综合指数较低,因此这两种状况下综合性指数的评价结果均更为合理。

参考文献:

- [1] HERING D, MOOG O, SANDIN L, et al. Overview and application of the AQEM assessment system [J]. *Hydrobiologia*, 2004, 516: 1-20.
- [2] BONADA N, PRAT N, RESH V H, et al. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches [J]. *Annual Review of Entomology*, 2006, 51: 495-523.
- [3] BARBOUR M T, GERRITSEN J, GRIFFITH G E, et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates [J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, 15(2): 185-211.
- [4] MAXTED J R, BARBOUR M T, GERRITSEN J, et al. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates [J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2000, 19(1): 128-144.
- [5] BEREZINA N A. Water quality estimation in the Kotorosl' River Basin based on zoobenthos composition [J]. *Water Resources*, 2000, 27(6): 654-662.
- [6] MORENO P, CALLISTO M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in Southeastern Brazil [J]. *Hydrobiologia*, 2006, 560(1): 311-321.
- [7] 渠晓东, 刘志刚, 张远. 标准化方法筛选参照点构建大型底栖动物生物完整性指数 [J]. *生态学报*, 2012, 32(15): 4661-4672. (QU Xiaodong, LIU Zhigang, ZHANG Yuan. Discussion on the standardized method of reference sites selection for establishing the benthic-index of biotic integrity [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(15): 4661-4672. (in Chinese))
- [8] 耿世伟, 渠晓东, 张远, 等. 大型底栖动物生物评价指数比较与应用 [J]. *环境科学*, 2012(7): 2281-2287. (GENG Shiwei, QU Xiaodong, ZHANG Yuan, et al. Comparison and application of biological indices of macroinvertebrates in river health assessment [J]. *Environment Science*, 2012(7): 2281-2287. (in Chinese))

(下转第 136 页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.019

里下河地区典型湖泊大型底栖动物与环境因子的相关性分析

朱苏葛^{1,2}, 刘凌¹, 罗娟^{1,2}, 杨艳青¹, 燕文明¹

(1. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏南京 210098;
2. 长江水利委员会长江科学院, 湖北武汉 430010)

摘要:为揭示里下河地区湖泊大型底栖动物群落现状及其主要的环境影响因子,于2013年4月对里下河地区4个典型浅水湖泊的大型底栖动物群落进行了调查,并测定分析相关水质环境因子;对大型底栖动物群落与环境因子进行冗余分析,找出了对大型底栖动物群落影响较大的环境因子。结果表明:研究区域湖泊均处于富营养化状态,大型底栖动物群落分布趋向于单一化,铜锈环棱螺和霍甫水丝蚓是该地区典型湖泊的主要优势物种。冗余分析排序中,排序轴前两轴特征值较大,为0.168和0.115,合计0.283,分别解释了42.6%和31.8%的物种-环境变异,PO₄³⁻-P、Chl-a和DO是对大型底栖动物密度影响较大的环境因子。

关键词:大型底栖动物;浅水湖泊;环境因子;冗余分析;里下河地区

中图分类号:X524 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0099-06

Correlation analysis between macrozoobenthos and environmental factors in lakes of Lixia River Area

ZHU Suge^{1,2}, LIU Ling¹, LUO Juan^{1,2}, YANG Yanqing¹, YAN Wenming¹

(1. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. Changjiang River Scientific Research Institute of Changjiang Water Resources Commission, Wuhan 430010, China)

Abstract: To explore the current situation of the macrozoobenthic communities and related environmental factors in lakes of the Lixia River Area, investigations on the macrozoobenthic communities in four classic shallow lakes were carried out in April 2013, and the related environmental factors were measured and analyzed. The redundancy analysis was conducted between the macrozoobenthic communities and environmental factors to find out the environmental factors which had more influence on the macrozoobenthic communities. Results show that lakes in the area are in eutrophication state, the distribution of macrozoobenthic community trends to be simplified, *Bellamyia aeruginosa* and *Limnodrilus hoffmeisteri* are dominant species in the area. In the sort of redundancy analysis, the eigenvalues of the first two axes are larger, which are 0.168 and 0.115, summing to 0.283, and they explain 42.6% and 31.8% of the species-environment variation. PO₄³⁻-P, Chl-a, and DO were the main environmental factors influencing the density of macrozoobenthic.

Key words: macrozoobenthic; shallow lake; environmental factor; redundancy analysis; Lixia River Area

里下河地区是江苏省的主要粮食生产基地,随着社会、经济的迅速发展,里下河湿地受人类活动干

扰愈来愈强烈,对该地区湖泊的调查、治理工作显得尤为重要。有学者对里下河地区湿地资源利用进行

基金项目:国家自然科学基金(51279060,41301531);江苏省水利科技项目(2012023)

作者简介:朱苏葛(1991—),男,硕士研究生,研究方向为水生态环境保护与修复。E-mail:339122341@qq.com

通信作者:刘凌,教授。E-mail:lingliu_hhu@hhu.edu.cn

了研究^[1-2],但关于里下河地区人类活动对水生态环境干扰方面的研究较少,里下河地区湖泊底栖生物群落结构及其对环境胁迫响应关系方面的研究尚未见报道。大型底栖动物在湖泊生态系统的物质循环和能量流动中起着重要作用,如加速水底碎屑的分解、促进水体自净等^[3]。大型底栖动物对环境变化较为敏感,由于其生活史较长,活动范围小,所以大型底栖动物群落结构、优势种类和多样性指数等生物参数对环境状况有很好的指示作用^[4]。

底栖动物对湖泊营养水平的响应效应受到许多研究人员的关注。龚志军等^[5]对武汉东湖营养水平不同的4个湖区的底栖动物群落与生物多样性进行了研究,发现水体富营养化导致底栖动物多样性水平明显降低。蔡永久等^[6]对长江中下游地区4类不同营养水平湖泊的大型底栖动物群落结构和多样性进行了研究,结果表明随着水体营养水平的提高,底栖动物群落逐渐被耐污种类所主导。熊金林等^[7]对4个污染程度不同的湖泊的底栖动物群落结构进行了研究,发现随着污染程度的加剧,底栖动物结构的丰富性明显降低,尤其是软体动物受到较为明显的影响。

本研究以淮河流域里下河腹部地区小型富营养化湖泊群中大纵湖、得胜湖、蜈蚣湖、九龙口为研究对象,于2013年4月进行大型底栖动物的采样调查,对大型底栖动物群落组成、优势物种进行调查,利用冗余分析法^[8]对大型底栖动物与环境因子的相关关系进行了研究,旨在为里下河地区湖泊水质生物监测和评价提供科学依据,并为未来水生态环境保护提供参考。

1 研究方法

1.1 样品采集与测定

选取大纵湖、得胜湖、蜈蚣湖、九龙口作为研究对象,研究区域位于湖泊密集的里下河腹部地区(图1),不同湖泊的地理位置、自然环境各不相同,研究区域特征见表1。

根据湖泊面积大小均匀布设样点,其中大纵湖布设9个采样点,点位记为1~9,其余3个湖泊分别各布设3个采样点,蜈蚣湖为点位10~12、得胜湖为13~15、九龙口为16~18。

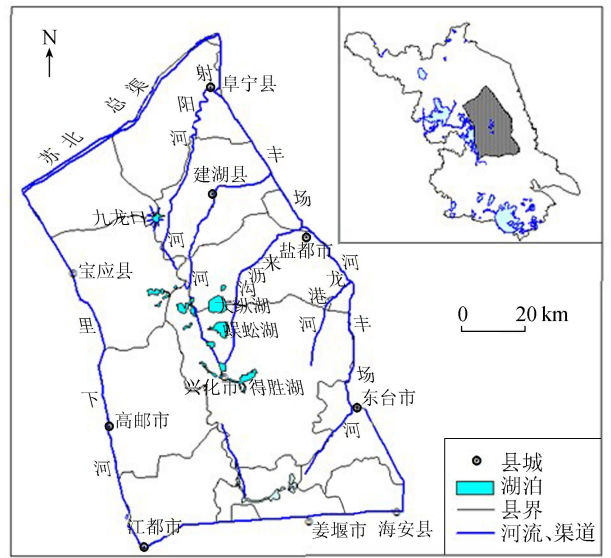


图1 里下河地区范围及研究区域示意图

用1/16 m²改良 Peterson 采泥器,在每个采样点采集3次。后将所得的泥样混合,置于60目尼龙筛中,迅速将沉积物冲洗干净,剩余物置于白瓷盘中将底栖动物活体逐一挑出,并保存于80%的乙醇溶液中,在实验室中对样品进行种类鉴定,鉴定到尽可能低的分类单元,然后计算单位面积的生物密度。

透明度 SD 用赛氏盘测定;pH 值、盐度、DO、Chl-a 在各采样点用 YSI-6600V2 型多参数水质监测仪进行现场测定;COD_{Mn} 的测定方法参照《水和废水监测分析方法》^[9];氮磷营养盐指标用微量流动式注射分析仪 (Skalar-SA1000) 测定;底质粒径采用全自动激光粒度分析仪 (LS13320) 进行测量;沉积物粒度实测数据采用伍登-温特华斯 (Udden-Wentworth) 的粒度分级方案进行分析,并依据福克 (Folk) 分类方法对研究区域沉积物粒度进行分类命名^[10]。在进行多元统计分析过程中,底质粒径以哑变量的形式进入排序。

1.2 分析数据处理

1.2.1 富营养化指数

采用修正的营养状态指数^[11]来进行里下河腹部地区各典型湖泊水体富营养化的评价:

$$I_{TSl}(\text{Chl-a}) = 10 \left(2.46 + \frac{\ln p(\text{Chl-a})}{\ln 2.5} \right) \quad (1)$$

$$I_{TSl}(\text{SD}) = 10 \left(2.46 + \frac{3.69 - 1.53 \ln C_{SD}}{\ln 2.5} \right) \quad (2)$$

表1 研究区域特征

湖名	地理位置	平均水深/m	水域面积/km ²	湖泊特征
大纵湖	119°43'11"E ~ 119°50'34"E, 33°7'54"N ~ 33°13'36"N	1.02	27.0	以养殖为主,春夏水生植物茂盛
得胜湖	119°54'36"E ~ 119°57'28"E, 32°55'40"N ~ 32°58'13"N	1.37	15.0	以养殖为主,水体富营养化程度高,水生植物稀少
蜈蚣湖	119°54'36"E ~ 119°57'28"E, 32°55'40"N ~ 32°58'13"N	2.00	12.9	以养殖为主,水体流动性差,水质恶化
九龙口	119°35'40"E ~ 119°35'53"E, 33°23'53"N ~ 33°24'09"N	1.75	9.0	原始湖荡型湿地,河湖交错,淡水水生动植物资源丰富

$$I_{TSl}(TP) = 10 \left(2.46 + \frac{6.71 + 1.15 \ln \rho(TP)}{\ln 2.5} \right) \quad (3)$$

式中: ρ (Chl-a)为藻类质量浓度; C_{SD} 为水体透明度值; ρ (TP)为总磷质量浓度; I_{TSl} (Chl-a)为藻类营养状态指数; I_{TSl} (SD)为透明度营养状态指数; I_{TSl} (TP)为总磷营养状态指数。本文所采用的 I_{TSl} 为三者的平均值。

1.2.2 相对重要性指数

采用相对重要性指数^[12]确定各个湖泊的优势种,该指数的计算将每种生物的个体质量、丰度及出现频率均考虑在内,能够较为全面地反映出每种生物在整个群落中的地位,其计算公式为

$$I_{IRI} = (W + N) F \quad (4)$$

式中: I_{IRI} 为相对重要性指数; W 为某一类生物量占各采样点大型底栖动物总生物量的百分比; N 为该种类的密度占各采样点总密度的百分比; F 为该种类在各采样点出现的相对频率。

1.2.3 多元统计分析

利用CANOCO4.5软件进行多元相关分析,主要采用的是非约束线性模型的主成分分析(principal component analysis, PCA)和约束线性模型的冗余分析(redundancy analysis, RDA)。在进行生物数据(生物密度和生物参数)与环境因子多元相关分析前,首先要对生物数据进行非约束排序,排序结果显示4个排序轴均小于3,选用线性模型比较合理^[8],因此在约束排序中选用冗余分析。

对生物密度进行冗余分析时去除在18个采样点中只出现1次的物种数据,以减小误差,并对余下的生物密度数据进行对数转换。生物密度数据在排序前进行中心化,进行冗余分析时,对生物密度数据又做了误差方差标准化处理,在这种情况下,CANOCO4.5软件会单独计算每个物种的多少方差能够被环境变量所解释,误差方差的倒数被当作物种的权重。这样,物种被环境因子所解释的越多,该物

种在最终的分析中的权重也越大^[13]。冗余分析中环境变量的筛选采用向前引入法($\alpha=0.05$),基于蒙特卡洛置换检验约束模型的显著性($n=9999$)。

2 结果分析

2.1 理化指标

对各湖环境因子进行主成分分析结果,见图2。主成分分析的前两轴的方差解释率为67.52%,第一主成分轴主要反映了湖泊的营养盐水平,DO、pH和 COD_{Mn} 与氮磷营养盐浓度呈显著负相关关系。第二主成分轴主要反映了水体和沉积物的有机质含量, COD_{Mn} 和Chl-a在第二轴上得分较高。从图2中可看出,同一湖泊不同区域环境因子水平较为接近,不同湖泊环境因子水平差异显著。

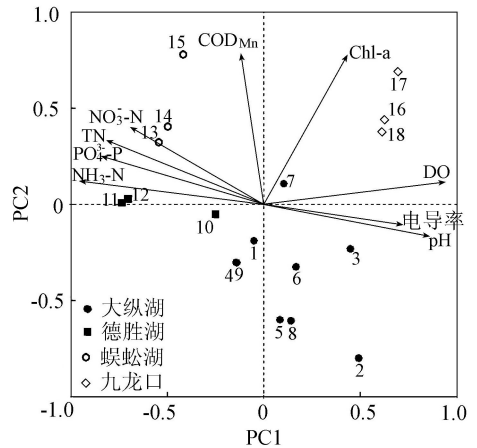


图2 研究区域环境因子主成分分析

表2为环境因子的统计分析。由于各区域采样数量差别较大,故采用Kruskal-Wallis非参数检验比较各湖泊理化指标的差异程度。除了 COD_{Mn} 外,其余指标在研究区域均差异显著($P<0.05$),其中pH、 NO_3^- -N、Chl-a和 PO_4^{3-} -P差异尤为显著($P<0.01$)。4个湖泊的 I_{TSl} 指数都较高,均处于富营养化状态。

表2 研究区域水体环境因子特征及Kruskal-Wallis非参数检验结果

湖名及 检验结果	pH值	ρ (DO)/ ($mg \cdot L^{-1}$)	SD值/m	盐度/ 10^{-3}	ρ (PO_4^{3-} -P)/ ($mg \cdot L^{-1}$)	ρ (TN)/ ($mg \cdot L^{-1}$)
大纵湖	8.50±0.26	11.18±1.37	0.25±0.83	0.26±0.04	0.067±0.02	2.48±0.46
得胜湖	7.81±0.091	8.64±1.047	0.30±0.17	0.21±0.034	0.13±0.03	2.95±0.29
蜈蚣湖	8.06±0.07	9.95±0.24	0.63±0.29	0.21±0.0058	0.11±0.029	3.61±0.30
九龙口	8.64±0.18	14.47±2.27	0.28±0.29	0.31±0.017	0.063±0.0058	2.09±0.23
<i>P</i>	0.007	0.012	0.151	0.018	0.007	0.016
湖名及 检验结果	ρ (NH_3 -N)/ ($mg \cdot L^{-1}$)	ρ (NO_3^- -N)/ ($mg \cdot L^{-1}$)	ρ (Chl-a)/ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	ρ (COD_{Mn})/ ($mg \cdot L^{-1}$)	I_{TSl}	中值粒径/ μm
大纵湖	1.26±0.53	0.29±0.090	8.03±2.84	6.12±0.73	56.59±3.68	30.90±9.49
得胜湖	2.21±0.54	0.59±0.038	10.97±1.07	5.81±0.70	61.38±0.70	18.37±7.97
蜈蚣湖	2.12±0.14	0.84±0.35	19.49±5.90	6.11±0.42	62.73±2.94	17.14±1.72
九龙口	0.60±0.22	0.25±0.069	38.47±13.67	8.83±0.44	66.94±2.31	62.17±32.98
<i>P</i>	0.011	0.008	0.005	0.059	0.016	0.037

2.2 底栖动物组成和相对重要性指数

大纵湖、得胜湖、蜈蚣湖、九龙口 4 个湖泊的 18 个采样点采集到的底栖动物共有 3 门 6 纲 11 目 15 科 32 属 35 种,其中寡毛类 2 种,软体动物双壳类 7 种,腹足类 6 种,摇蚊科幼虫 13 种,水蛭类 3 种,其他底栖动物 4 种。

研究区生物类群密度比例见图 3。由图 3 可知,各主要生物类群在不同湖泊的密度比例相差较大,其中,大纵湖各生物类群密度分布较为均匀,蜈蚣湖和九龙口则以某一类群占据绝对优势。

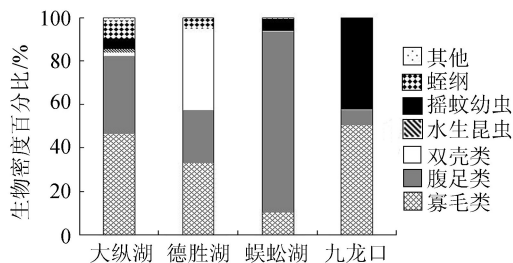


图 3 研究区域底栖动物主要类群总密度比例

计算研究区域的各物种的相对重要性指数 I_{IRI} , 为方便起见,所有数据皆乘以 10^3 , 可得大纵湖相对重要性指数较高的前两位为铜锈环棱螺和长角涵螺, I_{IRI} 分别为 218.24 和 106.76; 得胜湖相对重要性指数较高的前两位为河蚬和霍甫水丝蚓, I_{IRI} 分别为 213.65 和 118.95; 蜈蚣湖的铜锈环棱螺相对重要性指数最高, I_{IRI} 为 572.61, 明显远高于其他物种; 九龙口的霍甫水丝蚓相对重要性指数最高, I_{IRI} 为 421.99, 明显高于其他物种。

2.3 底栖动物群落与环境因子之间的关系

底栖动物群落与筛选后环境因子冗余分析排序结果见表 3 和图 4。表 3 中 PO_4^{3-} -P、DO 和 Chl-a 3 列为这 3 个环境因子与各排序轴的相关系数, 图 4 中数字为底栖动物种类代号, 代号所代表的具体的底栖动物类别见表 4。由表 3 可知前两轴特征值和

物种-环境关系累计变化百分比比较大, 后两轴相对较低。前两轴基本反映底栖动物生物群落与环境因子关系。蒙特卡洛检验表明第一排序轴检验显著 ($P=0.0012$)。对所有轴两两进行检验, 结果同样显著 ($P=0.0001$)。从各因子进入排序的顺序及其对底栖群落变异解释量来看, PO_4^{3-} -P、DO 和 Chl-a 对底栖群落变异解释量相对较高, 表示这些环境因子对底栖生物群落影响较为显著。对湖泊底质的沉积物粒度分类表明, 研究区域底质主要为粉砂质砂 (zS) 和砂质粉砂 (sZ), 蒙特卡洛置换检验结果显示 zS 和 sZ 不显著 ($P>0.1$), 未能进入排序, 但底质类

表 3 底栖动物群落与筛选后的环境因子的

冗余分析排序结果							
轴	特征值	物种-环境相关性	物种累计变化比/%	物种-环境关系累计变化百分比/%	与轴的相关性		
					PO_4^{3-} -P	DO	Chl-a
1	0.168	0.936	16.8	46.2	0.9422	-0.6926	0.5283
2	0.115	0.913	28.3	31.8	0.1395	0.3285	0.2440
3	0.067	0.856	35.0	18.4	0.0295	0.4354	0.4642
4	0.013	0.903	36.3	5.6	0.1324	-0.1475	-0.3190

注: PO_4^{3-} -P、DO、Chl-a 的入选顺序和对底栖群落变异的解释量分别为 1、2、3 和 11.1%、11%、10.2%。

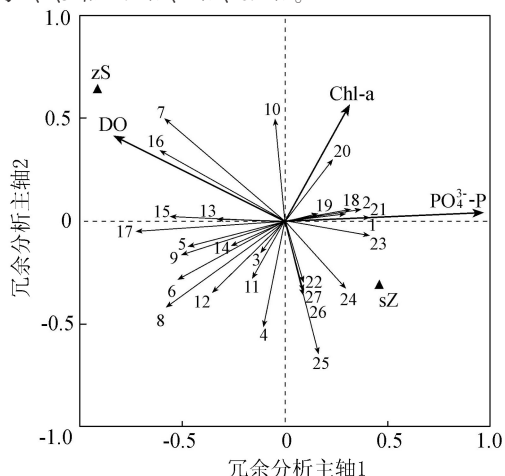


图 4 大型底栖动物生物密度与手动选择后的环境因子冗余分析排序

表 4 冗余分析中底栖动物的代号和种类

代号	种类	代号	种类
1	霍甫水丝蚓 (<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>)	15	背瘤丽蚌 (<i>Lamprotula lei</i>)
2	苏氏尾鳃蚓 (<i>Branchiura sowerbyi</i>)	16	河蚬 (<i>Corbicula fluminea</i> Muller)
3	扁舌蛭 (<i>Glossiphonia complanata</i>)	17	湖球蚬 (<i>Sphaerium lacustre</i> Muller)
4	宽身舌蛭 (<i>Glossiphonia lata</i>)	18	侧叶雕翅摇蚊 (<i>Glyptotendipes lobiferus</i>)
5	宽体金线蛭 (<i>Whitmania pigra</i> Whitman)	19	黄色羽摇蚊 (<i>Chironomus flaviplumus</i>)
6	铜锈环棱螺 (<i>Bellamyia aeruginosa</i>)	20	叶二叉摇蚊 (<i>Dicortendipes lobifer</i>)
7	大沼螺 (<i>Parafossarulus eximius</i> Frauenfeld)	21	浅白雕翅摇蚊 (<i>Glyptotendipes pallens</i> Meigen)
8	纹沼螺 (<i>Parafossarulus striatulus</i> Benson)	22	红裸须摇蚊 (<i>Prosilocerus akamusi</i> Tokunaga)
9	方格短沟蜷 (<i>Semisulcospira cancellata</i> Benson)	23	中国长足摇蚊 (<i>Tanypus chinensis</i>)
10	光滑狭口螺 (<i>Stenothyra glabra</i>)	24	梯形多足摇蚊 (<i>Polypedilum scalaenum</i>)
11	长角涵螺 (<i>Alocinma longicornis</i> Benson)	25	毛螺科一种 (<i>Clogmia albipunctata</i> sp.)
12	淡水壳菜 (<i>Limnoperna fortune</i> Dunker)	26	锯齿新米虾 (<i>Neocaridina</i>)
13	圆顶珠蚌 (<i>Unio douglasiae</i>)	27	钩虾属一种 (<i>Gammarid</i> sp.)
14	椭圆背角无齿蚌 (<i>Anodonta woodiana pacifica</i> Heude)		

型是反映底栖动物栖息环境的主要因子,故将其投影到排序图中来反应其与底栖动物相关关系。

3 结果与讨论

冗余分析表明 PO_4^{3-} -P、Chl-a 和 DO 对里下河腹部区底栖群落变异解释度相对较高,这 3 个因子主要反映了水体的污染水平和营养状态。水体富营养化是里下河地区乃至整个长江中下游湖泊面临的主要环境问题,富营养化对湖泊底栖动物群落结构产生了严重影响。富营养化会导致水体中的浮游植物大量扩增,而浮游植物的分解大量消耗 DO,限制了对 DO 较为敏感的物种的生存。本研究发现,河蚬和无齿蚌等软体动物的数量与 DO 值呈正相关关系,一方面这些物种本身对 DO 就有较高的需求^[14],另一方面可能是在富营养化状态下,使得耐低氧能力差的物种对 DO 的需求更为敏感,富营养化程度的加剧容易引起这些物种的大量死亡。从各个湖泊底栖动物生物密度分布看出,富营养化程度相对较低的大纵湖物种类型更为丰富,优势种为腹足类的铜锈环棱螺和长角涵螺。而富营养化程度相对较高的九龙口物种类型单一,且主要由典型耐污类群寡毛类和摇蚊幼虫组成,优势物种为霍甫水丝蚓。这种现象表明随着富营养化程度的加深,底栖动物类群趋向单一,且优势种从大个体的种类(如腹足纲、双壳纲)转变为小个体的种类(如摇蚊幼虫、寡毛类),底栖动物的多样性也显著降低。这主要是因为小个体的种类对环境的适应能力较强,而大部分大个体种类耐污能力弱,生活周期较长,种群恢复易受到环境条件的限制。有许多其他学者在研究中得到了类似的结论,如 Frouin^[15]在研究底栖动物群落时发现多样性最高值出现在中等营养水平湖泊中;蔡永久等^[6]对长江中下游不同类型湖泊底栖动物群落结构的研究发现,当湖泊营养水平在中等水平之上时,底栖动物多样性与湖泊营养状态呈显著负相关;张莹等^[16]的研究表明,水体中营养盐物质增加时,大型底栖动物多样性相应降低。

高等水生植物对大型底栖动物影响也十分显著。大纵湖为草型湖泊,采样时间为春季,湖泊中大型水生植物种类丰富,氮磷营养盐水平在 4 个湖泊中相对较低,底栖生物种类相对较丰富,生物多样性高,生物类群主要由按摄食功能群分为刮食者的腹足纲组成。梁彦龄等^[17]研究表明,在草型湖泊中,刮食者丰度占绝对优势。这与本研究的结论相符。丰富的水生植物对维持大型底栖动物多样性方面起着极为重要的作用,大量的水生植物直接改变了湖泊生态系统的空间结构,并增加了空间、食源的异质

性。螺类与水生植物存在互惠共利的关系,植物为螺类提供空间和食源,螺类的牧食去除植物表面附着生物层,有利于植物生长^[18]。藻型湖泊的功能摄食类群主要以收集者为主^[19],得胜湖、蜈蚣湖和九龙口为藻型湖泊,大型水生植物生物量小,底栖动物生物多样性偏低,优势种多为小个体的耐污种。研究表明,沉水植被丰富的水域有利于甲壳类动物生存。冗余分析结果显示,甲壳类动物与 Chl-a 呈负相关。雷泽湘等^[20]对太湖的大型水生植被的研究表明,无草区水体 Chl-a 质量浓度为有草区的 3 倍左右,Chl-a 与大型水生植物生物量呈反比,因为甲壳类动物在藻型湖泊中缺乏多层次的食物来源和有效的隐蔽场所^[21],生物密度较草型湖泊中的明显偏低,与本研究结果相符。

底质类型是影响底栖动物分布的主要因素之一。本研究中,软体动物生物密度在底质粒度较粗区域较高,而摇蚊幼虫、寡毛类动物等小个体动物则相反。富营养化会对沉积物粒径大小产生影响。富营养化程度高的湖泊底质有机质含量高,底质偏细^[22],这可能是耐污能力相对较强的物种与较细底质类型正相关的原因,而相关性不显著可能是因为本次研究中各采样点的底质类型差异并不大。底质类型对河蚬影响较大,蔡永久等^[14]对太湖研究时发现,河蚬在粒径较粗的区域丰度高,而在淤泥底质、富营养化严重的区域密度低,这与本文的结果相符。本研究在得胜湖东南部采集获得大量河蚬样本,对照底质状况进行分析,发现得胜湖东南部底质较粗,属于粉砂质砂。得胜湖虽然整体处于富营养化状态,但较粗的底质可能有利于河蚬掘穴固定栖居,从而使得河蚬的生物量保持较高水平。

4 结论

a. PO_4^{3-} -P、Chl-a 和 DO 是影响里下河腹部地区底栖生物群落结构的主要环境因子,这 3 个因子主要反映了水体的污染水平和营养状态。富营养化程度相对较高的湖泊大型底栖动物生物多样性相对较低,耐污种的种群密度占据优势。

b. 高等水生植物对大型底栖动物群落结构有一定的影响,沉水植物较为丰富的大纵湖大型底栖动物生物多样性较高,而其余湖泊大型底栖动物种类较为单一。

c. 本研究中,底质类型对大型底栖动物群落结构影响不显著,但软体动物生物密度在底质粒度较粗区域较高,摇蚊幼虫、寡毛类等小个体动物则相反。

参考文献:

- [1] 谭少华,倪绍祥,周飞. 苏北里下河地区湿地资源可持续利用的思考[J]. 农村生态环境,2003,19(3):61-64. (TAN Shaohua, NI Shaoxiang, ZHOU Fei. Sustainable utilization of wetland in Lixiahe region in north Jiangsu Province[J]. Rural Eco-Environment, 2003, 19(3): 61-64. (in Chinese))
- [2] 柯长青. 苏北里下河地区湿地资源的可持续利用研究[J]. 中国人口·资源与环境,2001,11(51):39-41. (KE Changqing. Sustainable exploitation and utilization of wetland resources in Lixiahe region, northern Jiangsu[J]. China Population, Resources and Environment, 2001, 11(51):39-41 (in Chinese))
- [3] COVICH A P, PALMER M A, CROWL T A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoo benthic species influence energy flows and nutrient cycling [J]. BioScience, 1999, 49(2): 119-127.
- [4] BECK M W, HATCH L K. A review of research on the development of lake indices of biotic integrity [J]. Environmental Reviews, 2009, 17(17): 21-44.
- [5] 龚志军, 谢平, 唐汇涓, 等. 水体富营养化对大型底栖动物群落结构及多样性的影响[J]. 水生生物学报, 2001, 25(3): 210-216. (GONG Zhijun, XIE Ping, TANG Huijuan, et al. The influence of eutrophication upon community structure and biodiversity of macrozoobenthos [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2001, 25(3): 210-216. (in Chinese))
- [6] 蔡永久, 姜加虎, 张路, 等. 长江中下游湖泊大型底栖动物群落结构及多样性[J]. 湖泊科学, 2010, 22(6): 811-819. (CAI Yongjiu, JIANG Jiahu, ZHANG Lu, et al. Community structure and biodiversity of macrozoobenthos of typical lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River [J]. Journal of Lake Sciences, 2010, 22(6): 811-819. (in Chinese))
- [7] 熊金林, 梅兴国, 胡传林. 不同污染程度湖泊底栖动物群落结构及多样性比较[J]. 湖泊科学, 2003, 15(2): 160-168. (XIONG Jinlin, MEI Xingguo, HU Chuanlin. Comparative study on the community structure and biodiversity of zoobenthos in lakes of different pollution states [J]. Journal of Lake Sciences, 2003, 15(2): 160-168. (in Chinese))
- [8] TERBRAAK C J F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector method for multivariate direct gradient analysis [J]. Ecology, 1986, 67(5): 1167-1179.
- [9] 魏复盛. 水和废水监测分析方法 [M]. 3 版. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
- [10] FOLK R L, ANDREWS P B, LEWIS D W. Detrital sedimentary rock classification and nomenclature for use in New Zealand [J]. New Zealand Journal of Geology and Geophysics, 1970, 13(4): 937-968.
- [11] 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准 [J]. 中国环境监测, 2002, 18(5): 47-49. (WANG Mingcui, LIU Xueqin, ZHANG Jianhui. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication [J]. Environmental Monitoring in China, 2002, 18(5): 47-49. (in Chinese))
- [12] PINKAS E R. Ecology of the agamid lizard *Amphibolurus isolepis* in Western Australia [J]. Copeia, 1971(3): 527-536.
- [13] LEPS J, MILAUER P. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.
- [14] 蔡永久, 龚志军, 秦伯强. 太湖软体动物现存量及空间分布格局(2006—2007 年) [J]. 湖泊科学, 2009, 21(5): 713-719. (CAI Yongjiu, GONG Zhijun, QING Boqiang. Standing crop and spatial distributional pattern of Mollusca in Lake Taihu, 2006-2007 [J]. Journal of Lake Sciences, 2009, 21(5): 713-719. (in Chinese))
- [15] FROUIN P. Effects of anthropogenic disturbances of tropical soft-bottom benthic communities [J]. Marine Ecology Progress, 2000, 194(1): 39-53.
- [16] 张莹, 吕振波, 徐宗法, 等. 山东半岛南部海湾底栖动物群落生态特征及其与水环境的关系 [J]. 生态学报, 2011, 31(15): 4455-4467. (ZHANG Ying, LYU Zhenbo, XU Zongfa, et al. Ecological characteristics of macrobenthic communities and their relation to water environmental factors in four bays of southern Shandong Peninsula [J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(15): 4455-4467. (in Chinese))
- [17] 梁彦龄, 刘伙泉. 草型湖泊资源、环境与渔业生态学管理(一) [M]. 北京: 科学出版社, 1995.
- [18] 李宽意, 文明章, 杨宏伟, 等. “螺-草”的互利关系 [J]. 生态学报, 2007, 27(12): 5427-5432. (LI Kuanyi, WEN Mingzhang, YANG Hongwei, et al. Mutualistic relationship between freshwater snails and aquatic macrophytes [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(12): 5427-5432. (in Chinese))
- [19] 闫云君, 李晓宇, 梁彦龄. 草型湖泊和藻型湖泊中大型底栖动物群落结构的比较 [J]. 湖泊科学, 2005, 17(2): 176-182. (YAN Yunjun, LI Xiaoyu, LIANG Yanling. A comparative study on community structure of macrozoobenthos between macrophytic and algal lakes [J]. Journal of Lake Sciences, 2005, 17(2): 176-182. (in Chinese))

(下转第 156 页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.020

化感植物-填料浮床装置的设计与应用

武延坤¹, 朱嘉成², 高静思¹, 朱佳¹, 周利², 梁栋³

(1. 深圳职业技术学院城市水良性循环利用工程技术开发中心, 广东深圳 518055;
2. 青岛理工大学环境与市政工程学院, 山东青岛 266033; 3. 深圳市水质检测中心, 广东深圳 518055)

摘要: 将传统浮床与水生植物的化感作用相结合, 并配合生物填料, 设计了化感植物-填料浮床装置。该浮床装置中的植物选择了香菇草, 浮床填料分别选择了砾石、麦饭石、果壳、活性氧化铝、聚氨酯。该装置的应用结果表明: ①香菇草种植水对于铜绿微囊藻的生长具有良好的化感抑制效果; ②除果壳填料外, 4种填料都能显著改善试验水质, 有效降低水体中的Chl-a质量浓度; ③化感植物-填料浮床装置能有效降低富营养化水体中的COD_{Mn}、TN、TP质量浓度和浊度等理化指标, 并使水体中的DO显著升高, 消除水体黑臭。

关键词: 富营养化; 浮床; 水生植物; 化感作用; 生物填料; 水质净化; 香菇草

中图分类号: X17 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0105-06

Design and application of allelopathic plant-filler floating bed

WU Yankun¹, ZHU Jiacheng², GAO Jingsi¹, ZHU Jia¹, ZHOU Li², LIANG Dong³

(1. The Engineering Technology Development Center of Urban Water Recycling, Shenzhen Polytechnic, Shenzhen 518055, China;
2. School of Environmental and Municipal Engineering, Qingdao University of Technology, Qingdao 266033, China;
3. Shenzhen Water Quality Monitoring Center, Shenzhen 518055, China)

Abstract: An allelopathic plant-filler floating bed was developed through the integration of the allelopathy of aquatic plants and conventional floating beds and by the use of biological fillers. *Hydrocotyle vulgaris* was chosen as the experimental plant, and gravel, maifanite, shell, activated alumina, and polyurethane were chosen as the fillers of the floating bed. The experimental results are as follows: (1) The planting water of *Hydrocotyle vulgaris* can effectively inhibit the growth of *Microcystis aeruginosa*. (2) Except for the shell, the other four fillers can significantly improve the water quality and effectively reduce the concentration of chlorophyll a. (3) The allelopathic plant-filler floating bed can effectively reduce the concentrations of COD_{Mn}, TN, TP, and the turbidity in eutrophic water, increase the dissolved oxygen in the water, and remove the odor.

Key words: eutrophication; floating bed; aquatic plants; allelopathy; biological fillers; water purification; *Hydrocotyle vulgaris*

随着人口数量的增长和工业化程度的日益加剧,越来越多的含有氮、磷等营养物质的废污水排入水体,造成水体的富营养化。我国自20世纪80年代以来,由于经济的急速发展和环境保护的相对滞后,许多湖泊、水库已进入富营养化状态,甚者严重

富营养化状态,如滇池、太湖、西湖、东湖、南湖、玄武湖、渤海湾、莱州湾、九龙江、黄浦江等。根据2013年《中国环境状况公报》,在我国环保部监测的61个国控重点湖泊(水库)中,富营养状态的湖泊(水库)比例为27.8%,IV~V类和劣V类水质的湖泊

基金项目 国家水利部公益性行业科研专项(201301047)

作者简介:武延坤(1979—),女,讲师,博士,主要从事水务信息化、复杂工业过程建模与控制。E-mail:wyk2009@szpt.edu.cn

通信作者:朱嘉成。E-mail:786943210@qq.com

(水库)比例分别为 27.4% 和 11.3%。

水体富营养化导致藻类爆发性生长,严重危害供水水质安全。藻类释放的藻毒素通过食物链进入水生动物或人体,蓝藻水华的次生代谢产物能损害肝脏,具有致癌作用,直接威胁人类的健康和生命^[1-2]。

目前,藻类控制技术已经取得了一些进展,主要包括:利用食藻鱼类或浮游动物控制水体中藻类的浓度^[3-4],利用浮床陆生植物控制水体富营养化^[5-6],利用改性黏土除藻^[7-8]和使用除藻剂控制水体中的藻类浓度^[9]等。

本研究利用植物的化感作用和生物填料的截留作用,研发了一种名为“化感植物-填料浮床”的新型水体藻类控制和水质原位净化装置,其原理是将特定生物填料与化感植物组合形成漂浮于水面的水体修复及造景装置,其填料模块的一侧或两侧设置微型推流器,边缘镶嵌太阳能电池板,利用太阳能为推流器提供动力,促使水流进入填料内部,在内部利用填料的过滤作用、微生物的生物化学作用、化感植物的化感作用形成复合反应系统去除水中的有机物、悬浮物、藻类及氮磷等,净化水质,修复水体。

1 材料与方法

1.1 试验材料

我国众多河流湖泊中连年暴发水华的藻种多为铜绿微囊藻^[10],因此,植物化感作用研究以铜绿微囊藻作为试验对象。选择香菇草来研究香菇草种植水对于铜绿微囊藻的化感抑制作用。研究填料截留性能的试验,则选取麦饭石、活性氧化铝、砾石、果壳、聚氨酯 5 种填料作为试验材料。

1.2 试验方法

在植物化感作用研究中,空白对照组培养基用超纯水配制;共培养组采用香菇草种植水配制培养基,试验前取香菇草种植水 1 000 mL,用 0.22 μm 微孔滤膜过滤以消除微生物的影响。将超纯水和抽滤过后的种植水盛装在 3 000 mL 三角瓶中,并按 BG11 培养基配方投加各组分,加入藻种 2 mL 后进行试验。试验在光照培养箱中进行,光暗比为 14:10,培养温度为 25 $^{\circ}\text{C}$ 。每个处理组都设置了 2 组平行试验。试验期间,每天取 10 mL 共培养藻液,采用调制荧光仪 (PHYTO-PAM 叶绿素荧光仪, Walz 公司,德国)检测铜绿微囊藻的 Chl-a 质量浓度。

填料截留性能试验在长 4.8 m、宽深均为 0.6 m 的水槽中进行,槽中水深 0.4 m。在水槽中部布置了 2 m 长、0.6 m 宽(与水槽宽度一致)、0.4 m 高(与水深一致)的填料层,并水槽中加装推流装置,以模

拟浮床中的太阳能推流系统。每种填料测试 30 d,槽中水不断由蠕动泵加入、由排出管排出,水力停留时间为 5 d。在水槽一端加入潜水泵抽水,再由另一端出水,使水流在水槽内部实现循环,水槽中的水处于完全混合状态。试验期间每天早、中、晚 3 次取试验水槽中的水,每次取 1 组平行样,测试水体中 DO 质量浓度、浊度、pH 值、Chl-a 质量浓度、光合活性等指标的值。

2 试验结果

2.1 植物化感作用

化感作用是指在一个植物群落里植物和微生物通过释放化学物质促进或抑制其他个体或自体的现象^[11]。化感作用也称异株克生、相生相克、化学互感。其中,用于传递信息或作为媒介的化学物质被称为化感物质或化学信息物质。化感物质几乎都是植物的次生代谢物,主要存在于植物的根、茎、叶、花、果实或种子中,一般相对分子质量较小,结构较简单。化感物质作用的特点主要有:①选择性和专一性。一般一种化感物质只对几种或某一类植物(或微生物)有抑制或促进作用,而对其他植物(或微生物)没有抑制或促进作用。②复合效应。多种化感物质混合后,会产生复合效应,混合物可能具有更强的作用或效果。③功能多样性。化感物质除对植物和微生物产生作用外,还具有许多其他功能^[12-13]。

已有研究发现众多植物(包括陆生植物、沉水植物及少量挺水植物)能分泌抑制藻类生长的化感物质,如:菖蒲^[14-15]、篦齿眼子菜^[16]、狐尾藻^[17]、金鱼藻^[18]、苦草^[19]、芦竹^[20]、加拿大一枝黄花^[21]等。本研究所选用香菇草较上述植物具有的优势在于不仅是观赏植物,而且可直接在水中生长,能作为浮床植物加以培养。

图 1 为香菇草种植水中铜绿微囊藻的生长曲线。从图 1 可以看出,香菇草种植水能抑制铜绿微囊藻的生长。至试验末期(第 18 天),空白对照组、香菇草种植水组的 Chl-a 质量浓度分别为 515.8 $\mu\text{g/L}$ 和

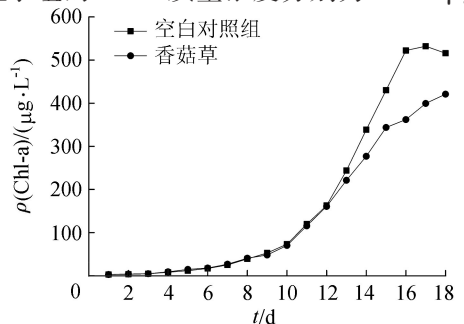


图 1 香菇草种植水中铜绿微囊藻的生长曲线

420.97 $\mu\text{g/L}$ 。

试验证明,香菇草种植水对于铜绿微囊藻的生长具有良好的抑制效果,故在化感植物-填料浮床中选择香菇草作为装置中的化感抑藻植物。

2.2 填料截留性能

试验发现,5种填料,除果壳填料外,都对水库水质有明显的改善效果。果壳填料由于自身所含有有机物质较多,加入试验水体后,水中 TOC 2 d 之内从原来的 11.2 mg/L 飙升到 40 mg/L 以上。随着试验的进行,各水质指标也发生恶化,色度臭阈值均明显升高,水中 DO 质量浓度几乎降为 0,水生态遭到严重破坏。

图 2 为各实验组及水库原水的浊度随时间的变化曲线。从图 2 可以看出,各种填料对浊度都有良好的去除效果,试验 5 d 后,各填料组的浊度都降至 5 NTU 以下。对浊度的去除效果最好的是麦饭石填料,接下来依次为砾石、聚氨酯和活性氧化铝。试验后期,聚氨酯和活性氧化铝组的浊度保持稳定,但砾石和麦饭石组的浊度有所升高,但仍低于 5 NTU。

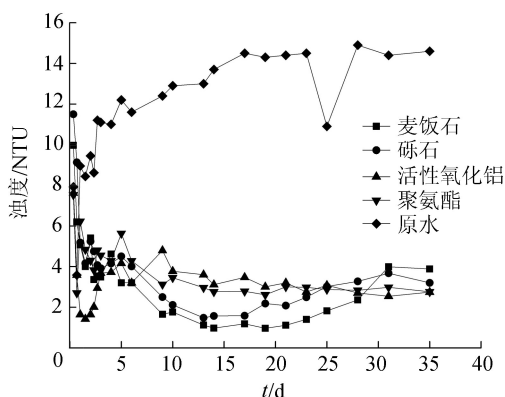


图 2 各实验组及水库原水的浊度随时间变化曲线

图 3 为各实验组及水库原水的 Chl-a 质量浓度随时间的变化曲线。从图 3 可以看出,各种填料对 Chl-a 都有良好的去除效果,填料的加入显著降低了水体中的藻类浓度。试验 10 d 之后,各填料组的

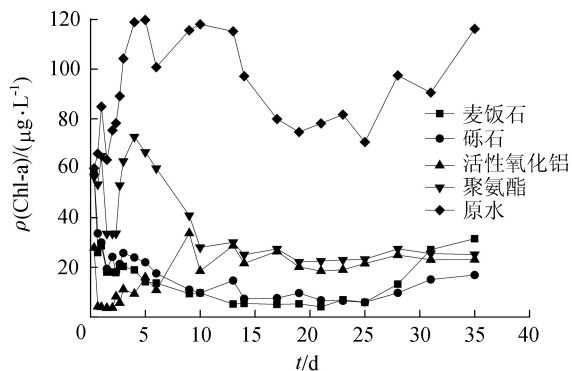


图 3 各实验组及水库原水的 Chl-a 质量浓度随时间变化曲线

Chl-a 质量浓度都降至 30 $\mu\text{g/L}$ 以下。结合微宇宙正交试验所得出的结论,可知填料的加入能有效降低藻类大规模暴发的风险。对 Chl-a 去除效果最好的是麦饭石填料,接下来依次为砾石、聚氨酯和活性氧化铝。试验后期,聚氨酯和活性氧化铝组的 Chl-a 质量浓度保持稳定,而麦饭石和砾石组的 Chl-a 质量浓度略有上升。

图 4 为麦饭石、砾石、活性氧化铝、聚氨酯 4 种填料对 Chl-a 的去除率随时间的变化曲线。从图 4 可以看出,试验第 10 天各填料对于 Chl-a 去除率大小排序依次为:麦饭石>砾石>活性氧化铝>聚氨酯。

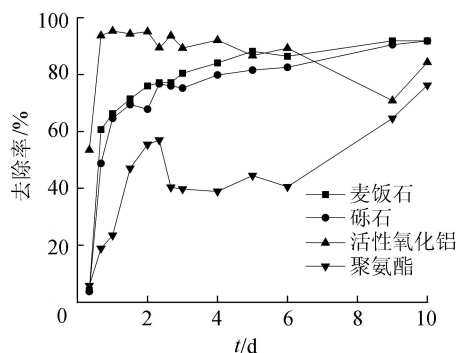


图 4 4 种填料对 Chl-a 的去除率随时间变化曲线

在砾石、麦饭石、果壳、活性氧化铝、聚氨酯这 5 种浮床填料中,除果壳填料外,4 种填料都能显著改善试验水质,有效降低水体中的 Chl-a 质量浓度,即降低水体中的藻类浓度。4 种填料对富营养化水体的水质改善效果由高到低依次为:麦饭石>砾石>活性氧化铝>聚氨酯。

3 工程实例

3.1 装置设计

图 5 为化感植物-填料浮床装置示意图。装置包括箱体 1、设置于箱体 1 顶沿周围的支架 3 以及设置在支架 3 上的遮光组件太阳能电池板 5,箱体 1 的顶板、底板、前侧板和后侧板布满连通箱体 1 内外的孔,箱体 1 的左侧板和右侧板上无孔,箱体 1 内填充的生物填料 7,箱体 1 上部种植水生化感植物 6,箱体 1 的前侧板、后侧板的外侧设置用于将水推向箱体 1 内的推流器 2,推流器 2 与太阳能电池板 5 连接。箱体 1 的左侧板和右侧板采用不锈钢板,箱体 1 的顶板、底板、前侧板和后侧板由肋条 11 和土工格栅 12 构成,生物填料 7 透过土工格栅 12 作用于水体。

化感植物 6 位于浮床的最上方,能通过植物的化感作用抑制藻类生长,同时化感植物 6 还可营造水面景观,通过光合作用净化空气,调节环境温度,为鸟类和鱼类创造良好的生存条件。化感植物 6 与遮光组

表 1 治理前河道水质状况

水样 编号	$\rho(\text{DO})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{COD})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{TP})/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	浊度/ NTU	透明度/ cm	pH
1	0.36	40	15.21	0.85	8.60	16	7.84
2	1.44	45	8.81	0.88	11.30	16	7.68
3	0.11	43	8.04	0.83	9.10	18	7.77
4	0.37	40	8.89	1.08	8.30	18	7.85
5	0.41	44	10.98	0.92	8.70	16	7.81
6	0.38	46	9.81	0.88	9.10	18	7.78
7	0.35	51	8.84	0.93	9.00	17	7.76
8	0.41	42	9.19	1.01	9.60	16	7.93
9	0.36	39	8.87	0.85	8.80	18	7.88
10	0.67	41	8.74	0.86	8.70	16	7.83
11	0.55	44	8.89	0.93	10.20	18	7.67
12	0.51	38	9.21	1.03	9.40	17	7.71
13	0.67	41	9.13	0.98	9.30	16	7.82

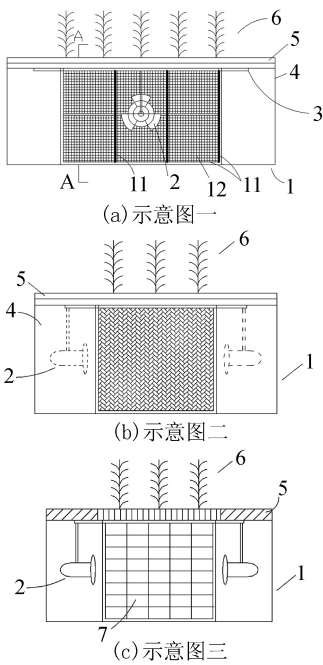


图 5 化感植物-填料浮床装置示意图

件太阳能电池板 5 协同作用,降低藻类生物活性。

处于推流器 2 两侧的支撑板 4 同时作为导流板,与推流器 2 一起使水进入箱体 1 内,通过生物填料 7,一方面带动水循环起来,提高水景观的生命力;另一方面把失活的藻类推入生物填料 7 内部,与被生物填料 7 截留的悬浮物逐渐结成团向下蠕动,最终沉入水底,使藻类得以去除。

图 6 为浮床水上状态示意图。带箭头的虚线表示在推流器 2 作用下形成的水流。在本工程实例中,选取的高效能生物填料为聚氨酯。

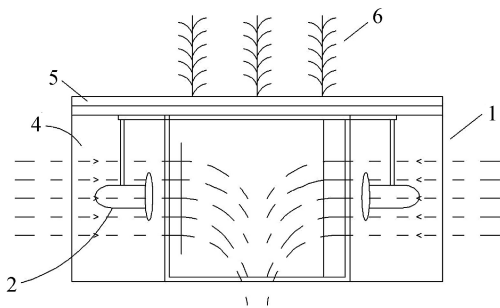


图 6 浮床水上状态示意图

3.2 应用实例

利用设计的化感植物-填料浮床装置在某河道中进行水质实际改善效果应用研究。该河段治理段长约 400 m,水面面积约 4000 m²,水深约 1~2 m。

化感植物-填料浮床装置投入河道治理前,河道底部有管道,向河道中排放大量污水;河道周边有居民区,分布大量餐馆、宾馆,有居民生活污水、餐饮废水排放入河道,河道水体发黑发臭。在化感植物-填料浮床装置安装前,在河道沿程设置了 13 个测试点,点位设置见图 7,河道水质状况见表 1。

从表 1 可以看出:治理前河道内主要理化指标 DO、COD、TP、TN、NH₃-N 的质量浓度显示该水体为劣 V 类。水体中 DO 较低,处于缺氧、厌氧状态($\rho(\text{DO}) > 2 \text{ mg/L}$ 时,水体处于好氧状态; $\rho(\text{DO}) < 0.2 \text{ mg/L}$ 时,水体处于厌氧状态;DO 质量浓度介于两者之间为缺氧状态),水体中有机物、营养盐含量较高,尤其是 N、P 含量远远超出地表水 V 类水体标准限制,水体富营养化现象严重,有机物氧化分解,大量耗氧,导致水体缺氧、厌氧,极易引发黑臭及水华现象。

针对该河道水体发臭的情况,在河道中布置了化感植物-填料浮床装置 30 组,分别安装在河道沿岸两侧。具体安装位置见图 7。

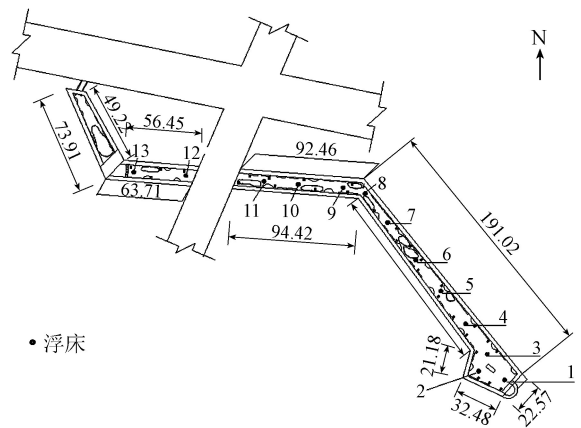


图 7 浮床安装位置示意图(单位:m)

化感植物-填料浮床装置运行了 3 个月后,在 13 个测试点分别取样测试河水中 $\rho(\text{DO})$ 、浊度、 $\rho(\text{TN})$ 、 $\rho(\text{TP})$ 、pH、 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$,以考察浮床设置对河道水质的沿程改善情况。污床设置后水质改善情况见表 2。通过对浮床设置前后河道各水质指标的对比,结合图 8 和 9,可知在布设了化感植物-填料浮床装置后,河水中 COD_{Mn} 、TN、TP 质量浓度和浊度均有显著下降, COD_{Mn} 质量浓度下降了 30mg/L 以

表 2 浮床设置后水质改善情况

水样标号	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TP})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TN})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{DO})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	浊度/NTU	pH	透明度/m
1	5.90	0.89	<0.01	12.18	4.15	2.56	8.9	1.4
2	5.72	0.61	<0.01	6.971	3.78	3.65	8.91	1.3
3	5.93	0.55	<0.01	6.539	3.95	3.49	8.92	1.3
4	5.79	0.8	<0.01	6.733	4.21	2.43	8.66	1.55
5	6.04	0.72	<0.01	6.573	4.18	3.58	8.74	1.45
6	5.86	0.75	<0.01	6.803	4.24	2.18	8.72	1.5
7	6.52	1.67	<0.01	6.893	4.08	3.01	8.63	1.4
8	6.04	0.77	0.0225	6.904	4.04	2.36	8.6	1.3
9	6.12	0.88	<0.01	6.792	3.85	1.98	8.62	1.5
10	6.41	0.92	<0.01	6.982	3.88	2.49	7.98	1.3
11	6.08	0.96	<0.01	7.102	3.7	3.09	8.68	1.4
12	5.64	1.09	<0.01	7.005	3.43	2.13	8.67	1.35
13	5.72	1.09	<0.01	6.985	3.12	2.78	8.17	0.9

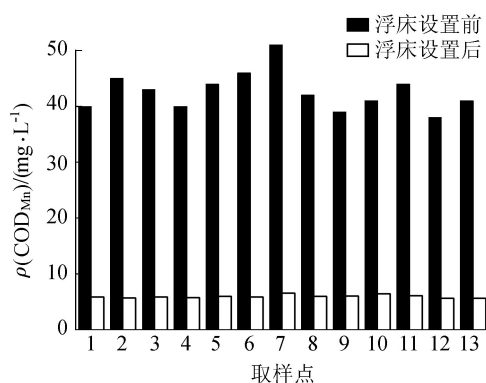


图 8 浮床设置前后各取样点 COD_{Mn} 质量浓度对比

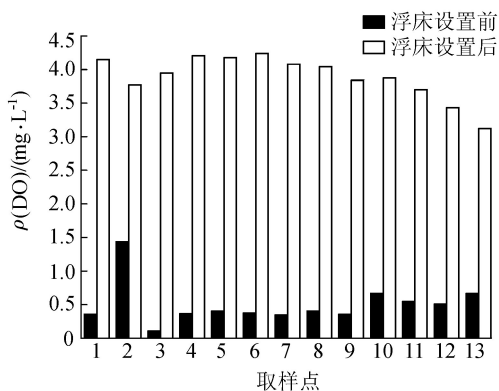


图 9 浮床设置前后各取样点 DO 质量浓度对比

上。DO 质量浓度显著提高,河道各点 DO 质量浓度均在 3.85 mg/L 以上,河水状态由缺氧转为好氧。

4 结论

a. 香菇草种植水对铜绿微囊藻的生长具有良好的化感抑制效果。

b. 砾石、麦饭石、果壳、活性氧化铝、聚氨酯这 5 种浮床填料,除果壳填料外,均能显著改善水质,有效降低水体中的 Chl-a 质量浓度。

c. 化感植物-填料浮床装置不仅造型新颖美观,营造了水面景观,还能有效改善富营养化水体水质,

降低水体中有害藻类的浓度,实现水体的原位净化。

但是,对本研究中香菇草中含有的化感物质成分及其对铜绿微囊藻的化感抑制机理,还需要进行更加深入的研究。

参考文献:

[1] CODD G A, BELL S G, KAYA K, et al. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health [J]. European Journal of Phycology, 1999, 34 (4) : 405-415.

[2] RAO P V L, BHATTACHARYA R. The cyanobacterial toxin microcystin-LR induced DNA damage in mouse liver in vivo [J]. Toxicology, 1996, 114 (1) : 29-36.

[3] 郭匿春. 浮游动物与藻类水华的控制 [D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2007.

[4] SMITH D W. Biological control of excessive phytoplankton growth and the enhancement of aquacultural production [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1985, 42 (12) : 1940-1945.

[5] 李伟, 李先宁, 曹大伟, 等. 组合生态浮床技术对富营养化水源水质的改善效果 [J]. 中国给水排水, 2008, 24 (3) : 34-38. (LI Wei, LI Xianning, CAO Dawei, et al. Effect of combined ecological floating bed technology on improvement of eutrophic source water quality [J]. China Water & Wastewater, 2008, 24 (3) : 34-38. (in Chinese))

[6] LI M, WU Y J, YU Z L, et al. Nitrogen removal from eutrophic water by floating-bed-grown water spinach (ipomoea aquatica forsk.) with ion implantation [J]. Water Research, 2007, 41 (14) : 3152-3158.

[7] 樊平, 杨维东, 李宏业, 等. 季铵盐改性黏土对铜绿微囊藻的去除研究 [J]. 环境科学与技术, 2011, 34 (11) : 91-94. (FAN Ping, YANG Weidong, LI Hongye, et al. Removal of *microcystis aeruginosa* by modified clay with quaternary ammonium surfactant [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34 (11) : 91-94. (in Chinese))

[8] PAN G, ZOU H, CHEN H, et al. Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils III :

- factors affecting the removal efficiency and an in situ field experiment using chitosan-modified local soils [J]. Environmental Pollution, 2006, 141(2): 206-212.
- [9] PANG C C, FAN X J, ZHOU J, et al. Optimal dosing time of acid algaecide for restraining algal growth [J]. Water Science and Engineering, 2013(4): 402-408.
- [10] PAN G, ZHANG M M, CHEN H, et al. Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils I: equilibrium and kinetic screening on the flocculation of *microcystis aeruginosa* using commercially available clays and minerals [J]. Environmental Pollution, 2006, 141(2): 195-200.
- [11] RICE E L. Allelopathy [M]. 2nd ed. New York: Academic Press, 1984.
- [12] 连宾, 王进军, 陆玲. 植物与微生物的化感作用 [J]. 南京师大学报 (自然科学版), 2007, 30(1): 88-95. (LIAN Bin, WANG Jinjun, LU Ling. Research progress of allelopathy on microorganism to plant [J]. Journal of Nanjing Normal University (Natural Science Edition), 2007, 30(1): 88-95. (in Chinese))
- [13] 和丽忠, 陈锦玉, 董宝生, 等. 国内植物化感作用研究概况 [J]. 云南农业科技, 2001(1): 37-41. (HE Zhongli, CHEN Jinyu, DONG Baosheng, et al. The overview of plants allelopathic effect [J]. Yunnan Agricultural Science and Technology, 2001(1): 37-41. (in Chinese))
- [14] 张维昊, 周连凤, 吴小刚, 等. 菖蒲对铜绿微囊藻的化感作用 [J]. 中国环境科学, 2006, 26(3): 355-358. (ZHANG Weihao, ZHOU Lianfeng, WU Xiaogang, et al. Allelopathic effect of *Acorus calamus* on *microcystis aeruginosa* [J]. China Environmental Science, 2006, 26(3): 355-358. (in Chinese))
- [15] HU G J, ZHANG W H, SHANG Y Z, et al. Inhibitory effects of dry *acorus calamus* extracts on the growth of two water bloom-forming algal species [J]. Journal of Applied Ecology, 2009, 20(9): 2277-2282.
- [16] 陈德辉, 刘永定, 宋立荣. 篦齿眼子菜对栅藻和微囊藻的化感作用及其参数 [J]. 水生生物学报, 2004, 28(2): 163-168. (CHEN Dehui, LIU Yongding, SONG Lirong. The allelopathic effects and parameters of *Labyrinthula malayana* on the *microcystis aeruginosa* and *Scenedesmus* [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2004, 28(2): 163-168. (in Chinese))
- [17] NAKAI S, INOUE Y, HOSOMI M, et al. Myriophyllum spicatum-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *microcystis aeruginosa* [J]. Water Research, 2000, 34(11): 3026-3032.
- [18] 肖溪, 楼莉萍, 李华, 等. 沉水植物化感作用控藻能力评述 [J]. 应用生态学报, 2009, 20(3): 705-712. (XIAO Xi, LOU Lihua, LI Hua, et al. Algal control ability of allelopathically active submerged macrophytes [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(3): 705-712. (in Chinese))
- [19] 鲜鸣, 陈海东, 邹惠仙, 等. 沉水植物中挥发性物质对铜绿微囊藻的化感作用 [J]. 生态学报, 2006, 26(11): 3549-3554. (XIAN Ming, CHEN Haidong, ZOU Huixian, et al. Allelopathic activity of volatile substance from submerged macrophytes on *microcystis aeruginosa* [J]. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(11): 3549-3554. (in Chinese))
- [20] 洪喻, 胡洪营, 黄晶晶, 等. 不同溶剂提取芦竹化感物质对铜绿微囊藻生长的影响 [J]. 环境科学, 2008, 29(11): 3143-3147. (HONG Yu, HU Hongying, HUANG Jingjing, et al. Growth of *microcystis aeruginosa* affected by allelochemicals of *arundo donax* linn. extracted with different solvents [J]. Environmental Science, 2008, 29(11): 3143-3147. (in Chinese))
- [21] HUANG Y, BAI Y, WANG Y, et al. Allelopathic effects of the extracts from an invasive species *solidago canadensis* L. on *microcystis aeruginosa* [J]. Letters in Applied Microbiology, 2013, 57(5): 451-458. (收稿日期: 2015-04-15 编辑: 彭桃英)
-
- (上接第 37 页)
- [15] 燕文明, 刘凌, 王建中, 等. 长江流域与罗纳河流域生态修复对比探讨 [J]. 水电能源科学, 2009, 27(1): 64-67. (YAN Wenming, LIU Ling, WANG Jianzhong, et al. Comparison of ecological restoration research between Yangtze River Basin and Rhone Basin [J]. Water and Electricity Energy Science, 2009, 27(1): 58-61. (in Chinese))
- [16] 张伟天. 加拿大流域水资源管理与水权制度 [J]. 中国给水排水, 2006, 22(6): 104-106. (ZHANG Weitian. Basin water resources management and water right system in Canada [J]. China Water & Wastewater, 2006, 22(6): 104-106. (in Chinese))
- [17] 张锋. 加拿大水资源综合利用 [J]. 水利水电快报, 2007, 28(17): 1-5. (ZHANG Feng. Water resources comprehensive utilization in Canada [J]. Express Water Resources & Hydropower Information, 2007, 28(17): 1-5. (in Chinese))
- [18] 靳敏. 加拿大格兰德河流域管理经验及借鉴 [J]. 环境保护, 2006(2): 87-91. (JI Min. Experience on the management in the Grand River Basin and its reference for China [J]. Environmental Protection, 2006(2): 87-91. (in Chinese)) (收稿日期: 2015-05-03 编辑: 彭桃英)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.021

梯级水库输水线路伪鱼腥藻属时空分布特征及影响因子分析

赵静静¹, 张可方¹, 高静思², 朱佳²

(1. 广州大学土木工程学院, 广东 广州 510006;

2. 深圳职业技术学院城市水良性循环利用工程技术开发中心, 广东 深圳 518055)

摘要: 根据中国南方某城市 A、B、C 3 座重要的地表供水和原水调蓄梯级水库输水线路上 2013 年 5 月—2014 年 6 月水环境理化指标和伪鱼腥藻属监测数据, 从生物和环境的角度来探究梯级水库输水线路伪鱼腥藻属时空分布特征, 应用相关分析法对伪鱼腥藻属细胞密度与其环境影响因子进行相关性分析。结果表明: ①伪鱼腥藻属细胞密度有明显的季节变化趋势, 且季节性变化与水温显著相关 ($P < 0.05$)。②伪鱼腥藻属细胞密度在垂直方向上分布出现 3 种类型: a 层 > b 层 > c 层, b 层 > a 层 > c 层, c 层 > a 层或 b 层。③伪鱼腥藻属细胞密度沿梯级水库输水线路直线增加。④伪鱼腥藻属细胞密度与水温和 TP 质量浓度呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与 TN 和 TP 的浓度比呈显著负相关 ($P < 0.01$)。

关键词: 梯级水库; 输水线路; 伪鱼腥藻属; 时空分布特征; 影响因子; 相关分析

中图分类号: X524 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0111-06

Characteristics of temporal and spatial distribution of *Pseudoanabaena* sp. in water transfer route of cascade reservoirs and analysis of influencing factors

ZHAO Jingjing¹, ZHANG Kefang¹, GAO Jingsi², ZHU Jia²

(1. School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China;

2. The Engineering Technology Development Center of Urban Water Recycling, Shenzhen Polytechnic, Shenzhen 518055, China)

Abstract: According to the water environmental physicochemical indices and *Pseudoanabaena* sp. monitoring data from May 2013 to June 2014 in the water transfer route of three important cascade reservoirs in a city in southern China, the characteristics of temporal and spatial distribution of *Pseudoanabaena* sp. were examined from biological and environmental perspectives, and the correlation between the cell density of *Pseudoanabaena* sp. and environmental factors was studied through correlation analysis. The results are as follows: (1) The cell density of *Pseudoanabaena* sp. has an obviously seasonal variation trend, which is significantly correlated with water temperature ($P < 0.05$). (2) The cell density of *Pseudoanabaena* sp. exhibits three types of distribution in the vertical direction: layer a > layer b > layer c; layer b > layer a > layer c; and layer c > layer a or b, respectively. (3) The cell density of *Pseudoanabaena* sp. increases significantly along the water transfer route of the cascade reservoirs. (4) The cell density of *Pseudoanabaena* sp. was significantly positively correlated with water temperature and total phosphorus ($P < 0.05$), and significantly negatively correlated with the ratio of TN to TP ($P < 0.01$).

Key words: cascade reservoir; water transfer route; *Pseudoanabaena* sp.; temporal and spatial distribution characteristics; influencing factors; correlation analysis

作者简介: 赵静静(1990—), 女, 硕士研究生, 研究方向为水体修复。E-mail: 314353781@qq.com

通信作者: 高静思, 工程师。E-mail: gaojs0420@qq.com

我国可利用淡水资源有限,水库是人民生活中重要的饮用水资源。截至目前,几乎每座地表供水水库都存在一定程度的富营养化问题^[1-3]。蓝藻是原核生物中最原始、最古老的藻类植物,包括单细胞和丝状体两种类型。蓝藻基于分布广、环境适应性强、能够自主调节水体垂直位置等特点使其成为多数富营养化水体中的主要藻属^[4-6]。近几年蓝藻事件频发,如太湖、滇池、巢湖等湖泊及部分供水水库^[7]均遭受不同程度蓝藻侵袭。目前我国对藻类研究多集中在形成“赤潮”和“水华”的微囊藻、聚球藻、多甲藻、塔玛亚历山大藻^[8-13]等少量藻种上,但对于蓝藻门中伪鱼腥藻属的研究却鲜有报道。伪鱼腥藻是一种丝状蓝藻^[14-15],常见于水库、鱼虾池^[16-19]中,其在水体中大量繁殖会产生藻毒素、肝毒素、二甲基异次醇等代谢产物,使水体臭味异常,产生的毒素严重威胁人类身体健康。

笔者以南方某城市 A、B、C 3 座重要的地表供水和原水调蓄串联梯级水库群为研究对象。3 座水库的基本信息如下:①A 水库,总库容 3 239 万 m³,集雨面积 29 km²,年平均径流量 2 664 万 m³,年平均降雨量 1 578 mm,最大水深 29.6 m;②B 水库,总库容 9 950 万 m³,集雨面积 64 km²,年平均径流量 5 760 万 m³,年平均降雨量 1 345.7 mm,最大水深 23.8 m;③C 水库,总库容 3 200 万 m³,集雨面积 15 km²,年平均径流量 3 691.9 万 m³,年平均降雨量 1 597.3 mm,最大水深 17.8 m。3 座水库均为兼有防洪、供水、调蓄功能的水库;3 座水库同以上游河流来水为水源,形成了上下游串联而成的水库群。水库群在一定程度上能相互协作、共同调节径流,满足流域中各部门的多种取水需求。基于“水力互通”的特点,水库群中任一水库流域水体被污染将会对整个流域的水环境造成影响。因此,研究梯级水库群输水线路上的优势藻种时空分布特征,识别输水线路沿线藻类风险高发点,分析其主要影响因子,对掌握梯级水库群总体水质情况、确定联调联控方案具有重要意义。

通过对 2013 年 5 月—2014 年 6 月梯级水库群输水线路上伪鱼腥藻属及水深、透明度、水温、pH 值、浊度、DO、TN、TP 等水环境质量理化指标的监测数据进行综合分析,掌握了伪鱼腥藻属在输水线路上的时空分布特征及主要影响因子,对确保城市安全供水具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

本研究选取南方某城市 A、B、C 3 座重要的地表供水和原水调蓄水库,3 座水库之间相互联通,可

以联合调度。

1.2 采样点(层)布设

分别选取梯级水库 A、B、C 的进水口、库心、出水口作为采样点位(图 1),每次采样采用 GPS 定位确定具体位置。采样点编号沿着输水线路依次设置为 S1→S2→S3→S4→S5→S6→S7→S8→S9。

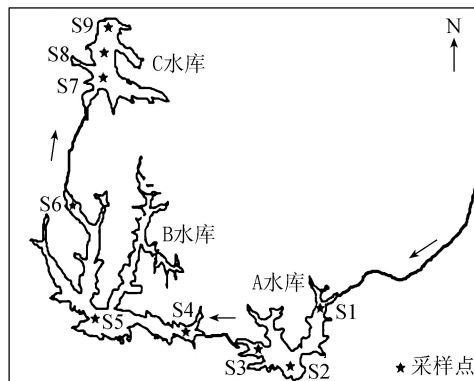


图 1 梯级水库输水线路点位布置

每个采样点分 3 层采集水样,分别为:表层 a 层(约水面下 20 cm 水层)、透光层 b 层(所测透明度深度所在水层)、底层 c 层(底泥上方约 10 cm 水层)。

1.3 研究方法

本研究采样时间为 2013 年 5 月—2014 年 6 月,采样频率为 A、B、C 水库每月各 1 次,总计 42 次。水样采集、藻类鉴定等参考湖泊富营养化调查规范等资料^[20-22]。水温、pH、DO、浊度采用 YSI 多参数水质监测仪现场实测,透明度 SD 采用塞氏盘现场实测,TN 采用碱性过硫酸钾氧化法,TP 采取 GB 11893—1989《钼酸铵分光光度计法》,藻类细胞密度的测定方法依照《水和废水监测分析方法》(第 4 版)进行检测。

1.4 数据处理

数据均采用 Origin 8.5 软件作图,采用统计软件 IBM. SPSS 20.0 进行相关性分析。

2 结果与讨论

2.1 伪鱼腥藻属细胞密度季节分布特征

2013 年 5 月—2014 年 6 月梯级水库伪鱼腥藻属监测数据中伪鱼腥藻属细胞密度最低为 3.9×10^4 个/L,最高为 3.56×10^7 个/L,平均密度变化范围为 $1.34 \times 10^6 \sim 1.45 \times 10^7$ 个/L。伪鱼腥藻属细胞密度占总细胞密度百分比最低为 0.8%,最高为 77.5%,平均百分比变化范围为 6.16%~34.41%。伪鱼腥藻属细胞平均密度和平均百分比随时间变化值均以输水线路上监测 9 次的伪鱼腥藻属细胞密度平均值来计。

从图 2 中可以看出伪鱼腥藻细胞平均密度在 7

月份达到最大,在1月份最低。从季节变化规律来分析,伪鱼腥藻属细胞密度在夏季高温多雨期(5—10月)普遍偏高,进入秋季高温无雨期(11月)后开始降低,冬季储水期(12月到次年1月)达到全年中最低,冬春温度越升期(2—4月)后会随着时间逐渐升高。由此证明伪鱼腥藻属细胞密度有明显的季节变化趋势。也有相关研究^[23-26]表明藻类的增殖与存活存在一个最适宜的温度范围,温度过高或者过低都会抑制藻类生长。因此伪鱼腥藻属的这种季节性变化特点和水温有直接关系,后面通过相关性分析进一步印证了这一结论。

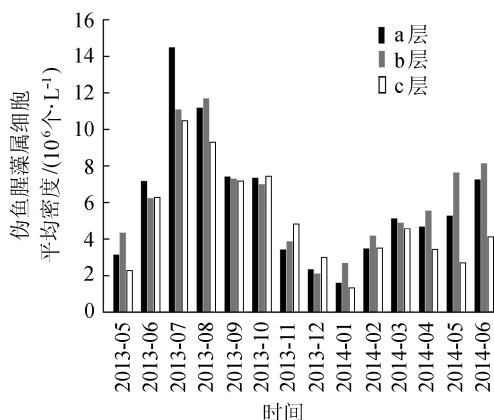


图2 伪鱼腥藻属细胞平均密度随时间变化情况

从图3中可以看出伪鱼腥藻属细胞密度占总藻类细胞密度平均百分变化范围为6.16%~34.41%,为绝对优势藻种,除了冬季1月份较少之外在全年中均占有一定比例。并且从2013年5月—2014年6月的调查中可以看出伪鱼腥属比例有一定的上升趋势,需要水务主管部门引起高度重视。

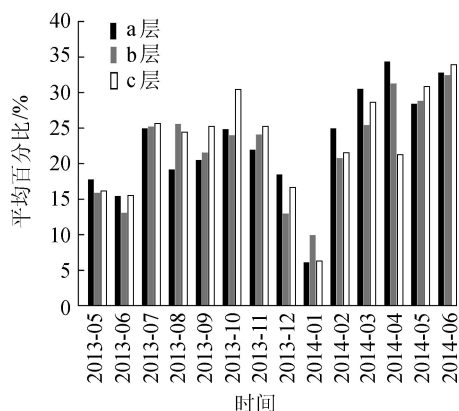


图3 伪鱼腥藻属细胞密度占藻类细胞总密度平均百分比随时间变化情况

2.2 伪鱼腥藻属细胞密度沿输水线路分布特征

伪鱼腥藻属细胞平均密度和平均百分比随空间变化值以2013年5月—2014年6月14次监测数据的平均值来计。图4~5为梯级水库伪鱼腥藻属细胞密度空间变化图。

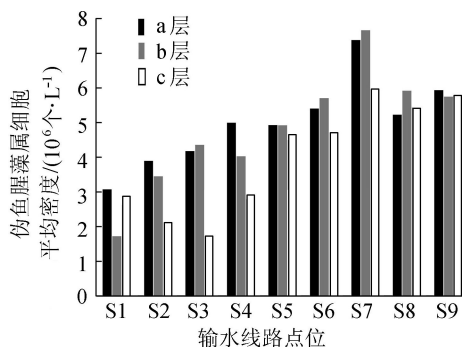


图4 伪鱼腥藻属细胞平均密度随空间变化情况

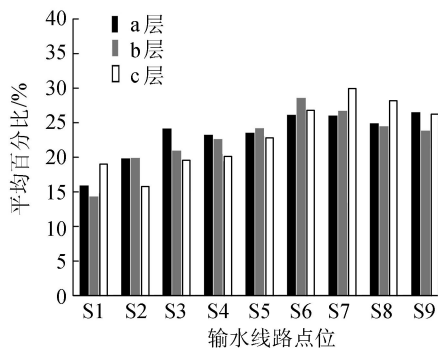


图5 伪鱼腥藻属细胞密度占总藻类细胞密度平均百分比随空间变化情况

从图4~5中可以看出:①伪鱼腥藻属细胞密度从S1→S6点位顺序递增,C水库的密度相对较高,其在S7(进水口)点位最高,S8、S9点位差别不大。这主要是由于C水库库区面积较小,河流和工农业外源污染对库区影响大,水体营养水平相对高等原因。②3座水库之间进行比较,伪鱼腥藻属细胞密度沿输水方向逐步上升,末端C水库达到始端A水库的2倍多,这表明进水从A水库,经B、C水库的输、配送过程中水体环境较为适合伪鱼腥藻属的繁殖,该藻属细胞密度增加趋势明显。③从图5中可以看出梯级水库沿输水线路S1→S5点位伪鱼腥藻属细胞密度占总藻类细胞密度的平均比例逐渐递增,S6→S9点位伪鱼腥藻属细胞密度占总藻类细胞密度的平均比例达到了近30%,存在藻类水华风险。

对3个水库水质进行对比、分析和推测,影响梯级水库伪鱼腥藻属细胞密度沿输水线路变化的主要因素是TP浓度的差别,后续的相关性分析进一步证实了这一推测。此外,水动力因素也可能是影响伪鱼腥藻属细胞密度的一个重要因素。C水库位于输水线路的末端,水体流动性明显劣于A、B两座水库,且库容较小,水深较浅,光照可透射到底层,为藻类生长提供了更好的光照环境。因此下游C水库的藻类防控需求更为迫切。

2.3 伪鱼腥藻属细胞密度垂向分布特征

梯级水库伪鱼腥藻属细胞平均密度a层(表

层)变化范围为 $1.62 \times 10^6 \sim 1.45 \times 10^7$ 个/L,总平均值为 6.02×10^6 个/L; b 层(透光层)变化范围为 $2.13 \times 10^6 \sim 1.17 \times 10^7$ 个/L,总平均值为 6.21×10^6 个/L; c 层(底层)变化范围为 $1.34 \times 10^6 \sim 1.05 \times 10^7$ 个/L,平均值为 5.06×10^6 个/L。总体上,伪鱼腥藻属细胞密度的垂向分布出现 3 种类型:①a 层>b 层>c 层,伪鱼腥藻属细胞密度呈垂向递减的趋势。这种现象在春、夏季节较为常见,占总检测次数的 26.19%。主要可能是由于中上层水体受到适宜太阳辐射促进藻类生长,而底层光照相对较弱。②b 层>a 层>c 层,这种现象除秋季外其余季节均出现过,占总检测次数的 19.84%。出现这种现象除了受太阳能辐射的影响之外,也和供水型水库水体流动频繁会促进垂直方向上藻类的交替有一定关系。③c 层>a 层或 b 层,占总检测次数的 19.84%,从图 2 中可以看出这种现象多出现在水温相对较低的 10 月至次年 2 月,这种现象很可能是由于水体水温均较低,水温垂向分层不明显,水体底层缺氧容易引起底泥营养物质的释放,从而促进了底层藻类的生长。

2.4 输水线路上影响伪鱼腥藻属分布的环境因子变化情况

从表 1 可见:梯级水库自上游 A 水库到下游 C 水库,水体透明度大体上呈下降趋势。主要原因是夏季水温升高,浮游藻类大量增殖,阻碍了光线在水体中传播从而降低了水体透明度。pH 值秋冬季(11 月至次年 1 月)明显要高于夏季(5—10 月)。

这主要是和夏季浮游藻类细胞密度大,相对的光合作用导致了 pH 值的变化,总体上梯级水库输水线路上 pH 值差别不大。梯级水库输水线路浊度季节性变化不明显,但分层明显。随着水深的增大,总体上水体浊度逐渐增大。输水线路进水口浊度普遍偏高,而库心普遍偏低,这主要是和进水口水深普遍偏低而库心水深偏高有关。DO 质量浓度在夏季普遍偏高,沿输水线路 DO 质量浓度变化不明显,但 c 层(底层)DO 质量浓度明显要低于 a 层(表层)和 b 层(透光层)DO 质量浓度,这种情况较为普遍,水库底层存在长期处于厌氧甚至缺氧状态的现象。梯级水库 TN 质量浓度仅在各水库内部沿呈递减,而在输水线路上变化不明显。TP 质量浓度在 A 水库为进水口较高,其余相对偏低,B 水库沿呈增加,而 C 水库分布均匀且含量较高。

2.5 伪鱼腥藻属细胞密度影响因子相关性分析

对伪鱼腥藻属细胞密度与环境因子进行相关性分析,结果如表 2 所示。从表 2 可以看出,伪鱼腥藻属细胞密度与水温、TP 质量浓度在 $P < 0.05$ 水平上呈显著正相关,与 $\rho(\text{TN})/\rho(\text{TP})$ 在 $P < 0.01$ 水平上呈显著负相关,与浊度和 $\rho(\text{TN})$ 呈低度负相关。c 层伪鱼腥藻属细胞密度和 pH 值呈中度相关。

营养元素中磷元素是影响梯级水库伪鱼腥藻属细胞密度的主要元素。磷元素在下游 C 水库含量最高,这主要是由于 C 水库库区面积较小,河流和工农业外源污染对库区影响大。因此要控制藻类需

表 1 梯级水库输水线路点位理化指标

采样点 编号	透明度/m			水深/m			水温/℃			pH		
	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值	平均值
S1	0.40	1.50	0.61	1.70	5.00	3.19	14.42	30.75	23.49	4.62	10.17	7.65
S2	0.50	1.70	0.85	8.50	10.20	9.61	13.72	30.92	23.23	5.95	10.75	7.86
S3	0.50	1.80	0.91	3.60	12.65	8.65	14.20	31.25	23.65	5.50	12.50	8.19
S4	0.50	1.40	0.73	2.40	5.20	4.16	14.21	31.56	24.24	5.27	10.31	7.87
S5	0.60	1.50	0.89	3.60	12.70	9.39	14.74	31.17	24.08	5.78	9.83	8.02
S6	0.60	1.60	0.91	7.50	13.60	11.36	14.34	31.32	23.72	5.40	10.09	8.07
S7	0.45	0.80	0.59	0.78	10.00	5.33	14.04	31.32	24.45	5.26	10.71	7.97
S8	0.50	1.00	0.71	5.20	10.80	7.13	13.25	31.80	24.37	5.89	16.36	8.44
S9	0.60	1.30	0.77	2.00	9.92	5.64	13.65	32.66	24.63	6.80	18.06	8.77

采样点 编号	浊度/NTU			$\rho(\text{DO})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$			$\rho(\text{TN})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$			$\rho(\text{TP})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		
	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值	平均值
S1	4.60	90.00	22.50	2.86	14.09	8.25	1.55	3.01	1.89	0.01	0.08	0.03
S2	2.40	82.00	15.66	0.32	21.58	8.49	1.36	2.23	1.68	0.01	0.05	0.02
S3	2.30	44.75	11.33	0.98	20.08	9.21	1.06	2.17	1.60	0.01	0.05	0.02
S4	1.10	47.40	14.38	2.10	17.13	9.48	1.42	2.24	1.70	0.01	0.08	0.03
S5	2.14	20.00	7.66	1.30	16.02	8.57	1.20	2.21	1.50	0.01	0.05	0.03
S6	2.10	36.50	9.45	0.45	21.74	8.57	1.12	2.16	1.46	0.01	0.07	0.04
S7	3.20	86.20	14.63	0.45	18.25	8.63	1.33	3.06	2.03	0.01	0.07	0.04
S8	3.00	52.00	11.90	0.52	22.40	7.67	0.01	2.60	1.96	0.01	0.06	0.04
S9	3.30	75.60	12.81	1.11	16.16	7.83	0.01	2.56	1.91	0.01	0.06	0.04

表 2 伪鱼腥藻属细胞密度与环境因子相关性分析

分层	透明度	水深	水温	pH	浊度	$\rho(\text{DO})$	$\rho(\text{TN})$	$\rho(\text{TP})$	$\rho(\text{TN})/\rho(\text{TP})$
a 层	-0.232	-0.018	0.747 *	0.325	-0.459	-0.199	0.312	0.698 *	-0.873 **
b 层	-0.232	-0.018	0.745 *	0.431	-0.440	-0.265	0.352	0.734 *	-0.846 **
c 层	-0.232	-0.018	0.703 *	0.537	-0.309	0.131	0.358	0.710 *	-0.865 **

注: $n=9$; * 为在 0.05 水平上显著相关; ** 为在 0.01 水平上显著相关。

首先控制营养盐尤其是 TP 的外源输入,这对梯级水库水环境状况的改善至关重要。

3 结 论

a. 从 2014 年 5 月—2014 年 6 月 14 个月的监测数据中,伪鱼腥藻属细胞密度占总细胞密度最低百分比 0.8%,最高达到 77.5%,藻类水华风险极大。伪鱼腥藻属在梯级水库的平均百分比变化范围为 6.16% ~ 34.41%,总平均比例为 22.75%,在水库中为绝对优势藻种,需要引起高度重视。

b. 伪鱼腥藻属细胞密度有明显的季节变化趋势,且季节性变化与水温在 $P < 0.05$ 水平上显著正相关。

c. 伪鱼腥藻属在垂直方向上分布出现 3 种类型: a 层 > b 层 > c 层, b 层 > a 层 > c 层, c 层 > a 层或 b 层。出现前两种类型和太阳能辐射、溶解氧、供水型水库水体流动以及伪鱼腥藻属能够自主调节水体垂直位置均有一定关系。出现第 3 种类型和水体底层缺氧容易引起底泥营养物质的释放,从而促进了底层伪鱼腥藻属的生长有一定关系。

d. 梯级水库输水线路上,伪鱼腥藻属细胞密度沿线直线上升,末端 C 水库达到始端 A 水库的 2 倍多,这表明从进水口进入 A 水库,经 B、C 水库的输配送过程存在利于伪鱼腥藻属繁殖的环境因素,其细胞密度增加趋势明显。

e. 伪鱼腥藻属细胞密度与水温 and TP 质量浓度呈显著正相关 ($P < 0.05$),与 $\rho(\text{TN})/\rho(\text{TP})$ 呈显著负相关 ($P < 0.01$),与浊度、TN 质量浓度呈低度负相关。c 层伪鱼腥藻类细胞密度和 pH 值呈中度相关。伪鱼腥藻属细胞密度营养元素中磷元素是主要影响因子,控制营养盐尤其是 TP 的外源输入对于梯级水库水环境状况的改善至关重要。

参考文献:

[1] 苗硕. 中国淡水资源现状与保护措施探讨[J]. 现代商贸工业, 2010(17): 19-21. (MIAO Shuo. Discussed the status of water resources and protective measures in China [J]. Modern Business Trade Industry, 2010(17): 19-21. (in Chinese))

[2] 马经安,李红清. 浅谈国内外江河湖库水体富营养化状况[J]. 长江流域资源与环境, 2002, 11(6): 575-578.

(MA Jingan, LI Hongqing. Preliminary discussion on eutrophication status of lakes, reservoirs and rivers in china and overseas[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2002, 11(6): 575-578. (in Chinese))

[3] 黄廷林,柴蓓蓓. 水源水库水质污染与富营养化控制技术研究进展[J]. 地球科学进展, 2009, 24(6): 588-596. (HUANG Tinglin, CHAI Beibei. Progress in research on control technology of water pollution and eutrophication in the water source reservoir[J]. Advances in Earth Science, 2009, 24(6): 588-596. (in Chinese))

[4] 孔繁翔. 湖泊富营养化治理与蓝藻水华控制[J]. 江苏科技信息, 2007(9): 7-11. (KONG Fanxiang. Treatment of lake eutrophication and the control of blue algae bloom [J]. Jiangsu Science and Technology Information, 2007(9): 7-11. (in Chinese))

[5] 刘鹏,缪锦来,阚光锋,等. UV-B 增强对南极蓝藻形态和超微结构影响的研究[J]. 海洋科学, 2004, 28(5): 21-25. (LIU Peng, MIU Jinlai, KAN Guangfeng, et al. Research on the influence of Antarctic cyanophycee morphology and ultrastructure of UV-B enhancement [J]. Marine Sciences, 2004, 28(5): 21-25. (in Chinese))

[6] KONG Fanxiang, GAO Guang. Hypothesis on cyanobacteria bloom-forming mechanism in large shallow eutrophic lakes [J]. Journal of Ecology, 2005, 25(3): 589-595.

[7] 姚维志. 以浮游植物评价金堂水库富营养化[J]. 重庆环境科学, 1996, 18(1): 55-57. (YAO Weizhi. Evaluation of eutrophication of the Jintan Reservoir by means of phytoplankton [J]. Chongqing Environmental Sciences, 1996, 18(1): 55-57. (in Chinese))

[8] 陈建中,刘志礼,李晓明,等. 温度、pH 和氮、磷含量对铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 生长的影响[J]. 海洋与湖沼, 2010, 42(5): 714-718. (CHEN Jianzhong, LIU Zhili, LI Xiaoming, et al. Effects of temperature, pH, nitrogen and phosphorus on growth of *Microcystis aeruginosa* [J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2010, 42(5): 714-718. (in Chinese))

[9] 马英,焦念志. 聚球藻 (*Synechococcus*) 分子生态学研究进展[J]. 自然科学进展, 2004, 14(9): 8-13. (MA Ying, JIAO Nianzhi. Research progress in molecular ecology of *Synechococcus* [J]. Progress in Natural Science, 2004, 14(9): 8-13. (in Chinese))

[10] 刘国祥,胡圣,储国强,等. 中国淡水多甲藻属研究[J]. 植物分类学报, 2008, 46(5): 754-771. (LIU Guoxiang, HU Sheng, CHU Guoqiang, et al. Study on freshwater genus *Peridinium* (*Dinophyta*) from China [J]. Journal of

- Systematics and Evolution, 2008, 46 (5): 754-771. (in Chinese))
- [11] 边归国, 刘国祥, 陈克华, 等. 福建龙岩市龙潭湖甲藻水华成因的研究[J]. 中国环境科学, 2010, 30(12): 1678-1682. (BIAN Guiguo, LIU Guoxiang, CHEN Kehua, et al. The possible cause of a *dinoflagellate* bloom occurring in Longtan Lake. [J] China Environmental Science, 2010, 30(12): 1678-1682. (in Chinese))
- [12] 洪专, 高亚辉, 易瑞灶, 等. 赤潮毒藻塔玛亚历山大藻研究进展[J]. 海洋科学, 2006, 30(11): 82-87. (HONG Zhuan, GAO Yahui, YI Ruizao, et al. Advances in study of toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* [J]. Marine Science, 2006, 30(11): 82-87. (in Chinese))
- [13] 齐雨藻, 黄长江, 钟彦, 等. 甲藻塔玛亚历山大藻昼夜垂直迁移特性的研究[J]. 海洋与湖沼, 1997, 28(5): 458-467. (QI Yuzao, HUANG Changjiang, ZHONG Yan, et al. Laboratory study on the diurnal vertical migration of a poisonous red-tide dinoflagellate *Alexandrium tamarense* [J]. Oceanologia Et Limnologia Sinica, 1997, 28(5): 458-467. (in Chinese))
- [14] 胡鸿钧, 李尧英, 魏印心, 等. 中国淡水藻类[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1980.
- [15] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类: 系统分类及生态[M]. 北京: 科学出版社, 2006.
- [16] 刘孝竹, 李卓佳, 曹煜成, 等. 珠江三角洲低盐度虾池秋冬季浮游微藻群落结构特征的研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(5): 1010-1018. (LIU Xiaozhu, LI Zhuojia, CAO Yucheng, et al. Study on the characteristics of planktonic microalgae community structure of low salinity shrimp ponds during autumn and winter in Pearl River delta [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2009, 28(5): 1010-1018. (in Chinese))
- [17] 查广才, 周昌清, 黄建荣, 等. 凡纳对虾淡化养殖虾池微型浮游生物群落及多样性[J]. 生态学报, 2004, 24(8): 1752-1759. (ZHA Guangcai, ZHOU Changqing, HUANG Jianrong, et al. Studies on the structure and biodiversity of the microplankton community in *Litopenaeus vannamei* desalination culture ponds [J]. Acta Ecology Sinica, 2004, 24(8): 1752-1759. (in Chinese))
- [18] 刘雪花, 赵秀侠, 高攀, 等. 安徽菜子湖浮游植物群落结构的周年变化(2010年)[J]. 湖泊科学, 2012, 24(5): 771-779. (LIU Xuehua, ZHAO Xiuxia, GAO Pan, et al. Annual dynamics of phytoplankton abundance and community structure (2010) in Lake Caizi, Anhui Province [J]. Journal of Lake Sciences, 2012, 24(5): 771-779. (in Chinese))
- [19] 王建国. 西泉眼水库浮游植物群落结构动态特征及其与水环境因子的关系分析[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2011.
- [20] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [21] 周凤霞, 陈剑虹. 淡水微型生物图谱[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.
- [22] 韩茂森. 淡水浮游生物图谱[M]. 北京: 农业出版社, 1980.
- [23] 刘静玲, 盛连喜, 侯瑞珍. 不同温度下铜绿微囊藻生产特性的初步研究[J]. 农业与技术, 1994(2): 21-24. (LIU Jingling, SHENG Lianxi, HOU Ruizhen. An initial research for the growth chamber of *Microcystis aeruginosa* under different temperature [J]. Agriculture & Technology, 1994(2): 21-24. (in Chinese))
- [24] EPPLER W. Temperature and phytoplankton growth in the sea [J]. Fishery Bulletin, 1972, 70(4): 1063-1085.
- [25] ASAEDA T, VAN BON T. Modelling the effects of macrophytes on algal blooming in eutrophic shallow lakes [J]. Ecological Modelling, 1997, 104(2): 261-287.
- [26] ZHANG Zhi, LI Can, ZENG Xiaolan, et al. Application of QUAL2E model to Chongqing urban section of the Yangtze River [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 29(1): 1-3.
- [27] 张玉超, 钱新, 钱瑜, 等. 太湖日成层现象的监测与模拟研究[J]. 环境污染与防治, 2008, 30(11): 23-26. (ZHANG Yuchao, QIAN Xin, QIAN Yu, et al. Field measurement and model simulation of diurnal stratification in Taihu Lake [J]. Environmental Pollution and Control, 2008, 30(11): 23-26. (in Chinese))
- (收稿日期: 2015-04-23 编辑: 徐娟)
- +++++
- (上接第 58 页)
- [8] 夏军, 朱一中. 水资源安全的度量: 水资源承载力的研究与挑战[J]. 自然资源学报, 2002, 17(3): 262-269. (XIA Jun, ZHU Yizhong. The measurement of water resources security: a study and challenge on water resources carrying capacity [J]. Journal of Natural Resources, 2002, 17(3): 262-269. (in Chinese))
- [9] 朱一中, 夏军, 谈戈. 西北地区水资源承载力分析预测与评价[J]. 资源科学, 2003, 25(4): 43-48. (ZHU Yizhong, XIA Jun, TAN Ge. Measurement and evaluation of water resources carrying capacity of Northwest China [J]. Resources Science, 2003, 25(4): 43-48. (in Chinese))
- [10] 左其亭, 张云, 林平. 人水和谐评价指标及量化方法研究[J]. 水利学报, 2008, 39(4): 440-447. (ZUO Qiting, ZHANG Yun, LIN Ping. Index system and quantification method for human-water harmony [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2008, 39(4): 440-447. (in Chinese))
- [11] 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. (GUO Jinyu, ZHANG Zhongbin, SUN Qingyu. Study and applications of analytic hierarchy process [J]. China Safety Science Journal, 2008, 18(5): 148-153. (in Chinese))
- (收稿日期: 2015-05-15 编辑: 徐娟)

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.022

风浪对浅水湖泊水质的影响机制

徐瑞忠¹, 陆雪林¹, 盛根明², 胡 静²

(1. 江苏省苏州市吴江区水利局, 江苏 苏州 215200; 2. 上海勘测设计研究院有限公司, 上海 200434)

摘要:以太湖重要的浅水湖湾——东太湖为例,应用经典风浪经验公式,将风速转化为浪高,以直接体现风浪强度,在分析其与污染底泥卷起、水质指标相关关系的基础上,对风浪影响湖区水质的机制进行进一步探究。结果表明:随着风速、浪高的增加,水体浑浊度增加,偏北风作用下湖区浑浊度更高;DO 的质量浓度呈降低趋势,全年浓度呈现冬季偏高而夏季偏低的规律;COD 的质量浓度呈增加趋势,全年浓度呈现冬季偏高而夏季偏低的规律;TN 的质量浓度与风速相关关系不明显,全年浓度呈现夏季偏高而冬季偏低的规律;浑浊度与 COD 存在较好的相关性。确定风浪对湖区水质的影响机制,旨在为针对性地制定湖泊水质改善措施提供技术支持。

关键词:浪高;浑浊度;底泥卷起;水质指标;东太湖

中图分类号:X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2016)03-0117-04

Influencing mechanism of wind waves on water quality in shallow lake

XU Ruizhong¹, LU Xuelin¹, SHENG Genming², HU Jing²

(1. Wujiang Water Conservancy Bureau of Suzhou City, Suzhou 215200, China;

2. Shanghai Investigation, Design and Research Institute Co., Ltd., Shanghai 200434, China)

Abstract: Taking East Taihu Lake, an important shallow water bay of Taihu Lake, as an example, the influencing mechanism of wind waves on water quality in the shallow lake was discussed. The wind speed was translated into wave height using the classic wind-wave empirical formula to directly reflect the strength of wind wave, and the correlation relationships between the wind wave, polluted sediment rolling up, and water quality indices were analyzed. Results show that the water turbidity increases with the wind speed and wave height and is higher under the north wind. The concentration of DO decreases with the wind speed and wave height and is higher in winter and lower in summer. The concentration of COD increases with the wind speed and wave height and is higher in winter and lower in summer. The concentration of TN has no obvious correlation with the wind speed and is higher in summer and lower in winter. The water turbidity has good correlation with the concentration of COD. Study on the influencing mechanism of wind waves on water quality in the shallow lake can provide technical support for establishing lake water quality improvement measures.

Key words: wave height; water turbidity; polluted sediment rolling up; water quality index; East Taihu Lake

风浪是由风作用于湖面所产生的一种水质点周期性起伏运动,风浪所引起水体的垂直紊动对水体理化性质的分布、污染物迁移扩散、底泥掀起、浮游生物的迁移等过程均造成一定影响^[1]。风浪对底质的作用研究常见于沙质海岸及河口地区,研究内容通常为风浪对地形的塑造及悬浮物质的迁移

等^[2-3]。在浅水湖泊中,通常认为水流作用较大,而风浪的影响相对较少,研究主要集中在风浪对湖水透明度、水下光照分布、营养盐的内源释放和初级生产力的影响等^[4]。21 世纪初已经有部分学者通过在太湖的野外调查数据初步建立起风速与底泥悬浮的直接关系,张运林等^[5]通过测量 3 种风速下水中

悬浮物浓度的增加量,判断底泥悬浮临界风速大约在 $5 \sim 6.5 \text{ m/s}$ 之间,而秦伯强等^[6]在类似的观测后得出的结果则为 4.0 m/s 。在这些研究的基础上,陆续产生了更多关于风速与底泥悬浮、内源释放量的相互关系的研究^[7-8],这类研究均试图在实测风速与底泥或内源释放量之间找到直接的相关关系,而并没有体现风生成风浪、再作用于底部泥沙的这一过程。荷兰 Delft 大学 Vijverberg 等^[9]曾在 Markermeer 湖上现场收集了一系列浪高、湖底床面切应力以及距离湖底 0.5 m 处的水体浑浊度资料,发现浪高与底泥床面切应力变化趋势吻合度很高;随后在 Kelderman 等^[10]的水槽实验中,他们进一步得出了悬浮物浓度(SS)与底切应力的经验公式,反映了浅水湖中风浪对悬浮物浓度的影响机制。

太湖平均水深 1.89 m ,是典型的平原浅水湖泊,东太湖是太湖的重要浅水碟形湖湾,也是区域重要的饮用水源地。遇大风天气,特别是在台风期间,湖底污泥被风浪掀起,湖区浑浊度增大,加速底泥中污染物质释放,严重影响水源地水质。本文以东太湖为例,应用经典风浪经验公式,将风速转化为浪高以直接体现风浪强度,分析其与污染底泥卷起、水质指标相关关系,进一步探究风浪影响湖区水质的机制。

1 东太湖概况

东太湖位于苏州市以南,是太湖东南部的一个狭长形湖湾(图1),南起东茭嘴至陆家港一线,北端一直延伸到瓜泾口,全长约 32 km ,最大宽度 9 km ,湖区面积 172.1 km^2 。东太湖多年平均水位 3.0 m ,湖底高程一般不超过 2.0 m 。东太湖是太湖的主要

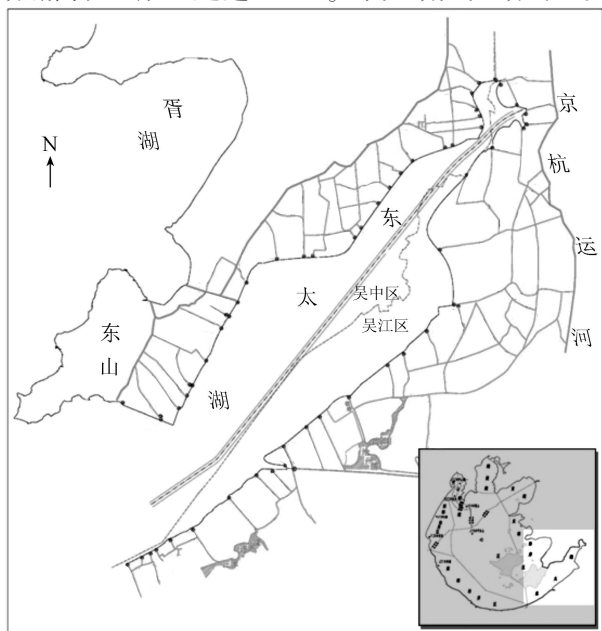


图1 东太湖湖区及周边水系

出水通道,也是流域重要的水源地。

2 风浪与污染底泥卷起的关系分析

2.1 风速、风向对东太湖浑浊度影响规律分析

根据东太湖 2011 年逐日风向、风速及源水浑浊度资料,对取水口月平均浑浊度、最大日浑浊度以及对应日风向、风速进行分析,结果见图2。

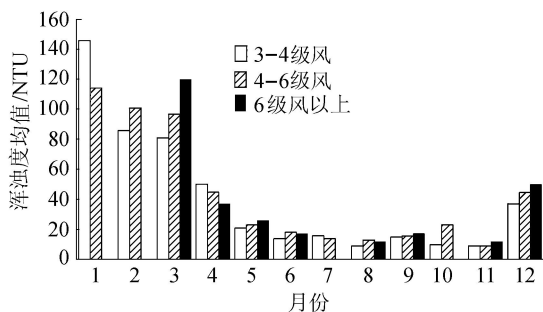


图2 2011年各月浑浊度均值与风速关系

由实测资料可以得到,当风速为 $3 \sim 4$ 级时,浑浊度年均值为 40 NTU ;当风速为 $4 \sim 6$ 级时,浑浊度年均值为 43 NTU ;当风速大于 6 级时,浑浊度年均值为 46 NTU 。由此可见,东太湖浑浊度随风速的增加而增加。部分月份没有 6 级以上大风出现,如1、2月,因此图2中部分月份“ 6 级以上”无数据。

东太湖湖面呈狭长的形状,不同风向对应的影响风区长度也有较大差距。在偏北风作用下,最大风区长度达 41 km ,风浪较大,易卷起底泥;东南风作用下风区长度较小,风浪较弱,不易卷起底泥。相同风速、不同风向条件下,掀起不同波高的风浪,对底泥的作用强度不同。东太湖冬季主导风向为偏北风,夏季多为东南风,图3中可见,东太湖冬季浑浊度远远高于夏季,所以,东太湖在偏北风作用下浑浊度较高。

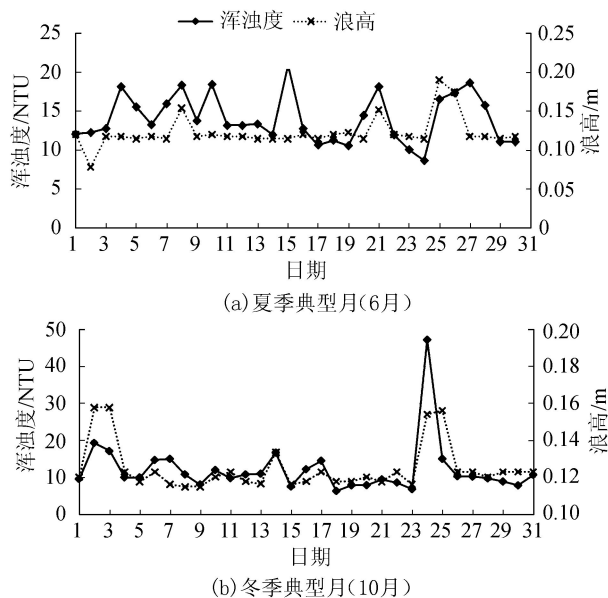


图3 东太湖夏季和冬季典型月逐日浪高与浑浊度对比

2.2 浪高与浑浊度关系分析

浅水湖泊风浪掀起底泥中沉积物的再悬浮主要是由于波浪的作用,根据莆田试验站经验公式^[11],可计算出每日平均风速和主要风向条件下的浪高。

$$\frac{g\bar{H}}{v^2} = 0.13 \tanh \left[0.7 \left(\frac{g\Delta h}{v^2} \right)^{0.7} \right]$$

$$\tanh \left\{ \frac{0.0018 \left(\frac{gF}{v^2} \right)^{0.45}}{0.13 \tanh \left[0.7 \left(\frac{g\Delta h}{v^2} \right)^{0.7} \right]} \right\} \quad (1)$$

$$\frac{g\bar{T}}{v^2} = 13.9 \left(\frac{g\bar{H}}{v^2} \right)^{0.5} \quad (2)$$

式中: \bar{H} 为平均浪高; \bar{T} 为平均波周期; v 为设计风速; F 为风区长度; Δh 为水域平均水深; g 为重力加速度。东太湖区域平均水深为1.0 m,风速取吴江区当日实测日均风速,风区长度按照实测主导风向,取其所在的方向上最大湖面宽度。因此计算结果中同时包含风速和风向变化对浪高的影响。

计算结果表明,东太湖区域大部分时间的浪高大约在11~12 cm之间,此时风速约为5.5 m/s,大风天气下(风速达到7.0~10.0 m/s)浪高可达15~20 cm。根据2001年9月太湖梅梁湖湾中部的固定点的实测风速与有效浪高资料,当实际风速在3.0~6.0 m/s时,有效浪高在9~15 cm左右,风速在6.0~8.0 m/s时,有效浪高约为15~18 cm,因此认为莆田经验公式可以应用于东太湖地区。

影响浪高的最主要因子是风速和风区长度,风速越大浪高越大;相同平均风速下,浪高将随着风区长度的增大而增大。分别选取夏季典型月(6月)和冬季典型月(10月)的计算浪高和浑浊度记录数据(图3)进行比较,可见浪高与浑浊度存在较好的正相关关系。

2.3 浪高变化对浑浊度影响分析

为了考察浪高显著增加或减小对浑浊度的影响,将浪高隔日增加或减小超过2 cm的数据进行统计,结果见图4。浪高显著增加后,浑浊度随之增加;当浪高增加超过2 cm时,浊度随之增加的概率超过70%;当浪高减小超过2 cm时,浑浊度随之减小的概率仅为48%。这是因为风浪掀起底泥使之再悬浮的过程是较快速的,而底泥沉降过程较缓慢,即使风浪突然减小,悬浮颗粒也不会立即沉降。

3 风浪与东太湖水质的关系分析

3.1 风向、风速与东太湖水质的关系

东太湖地区夏季(6—8月)主导风向为东南风,冬季(12至次年2月)主导风向为西北风。采用

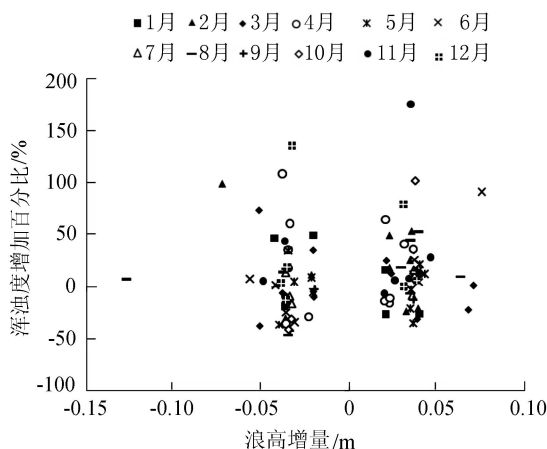


图4 浪高变化与浑浊度增加率关系

2011年逐日的风速风向资料以及东太湖湖区取水口的实时监测数据进行分析,可以初步发现东太湖DO、COD、TN质量浓度与风速的变化关系(图5)。

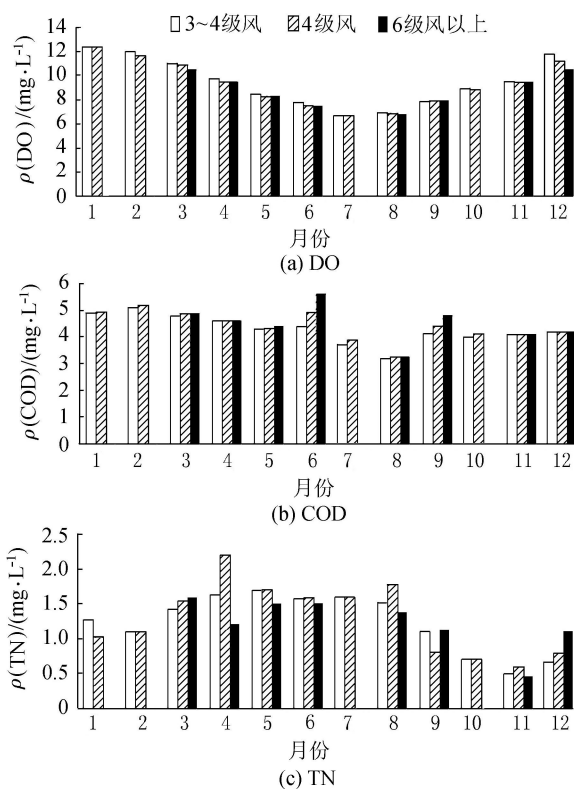


图5 2011年各月水质指标均值与风速关系

由图5可以看出,东太湖部分水质指标浓度与风速具有相关关系,随着风速的增加,DO的质量浓度呈现降低的趋势,全年浓度呈现冬季偏高而夏季偏低的规律;COD的质量浓度随着风速的增加有一定程度增加,全年呈现出冬季偏高而夏季偏低的规律;TN的质量浓度与风速相关关系不明显,全年呈现夏季偏高而冬季偏低的规律。

3.2 浪高与东太湖水质关系

东太湖地区春季风速较大,而4月以后水质指标浓度较冬季大大降低,因此为了观察风浪、悬浮物

与水质的关系,选取风速大、浑浊度高的 2011 年 3 月作为典型月份,对浪高与湖区 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 COD 、 TP 的质量浓度的变化进行对比,分析浪高对水质指标的影响,结果见图 6。可见,风浪的大小与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 COD 、 TP 质量浓度具有一定的对应关系,受扰动底泥向水体释放污染物需要一定时间,风浪变大后,水质浓度的升高有时表现在当日,有时则会表现在隔日。

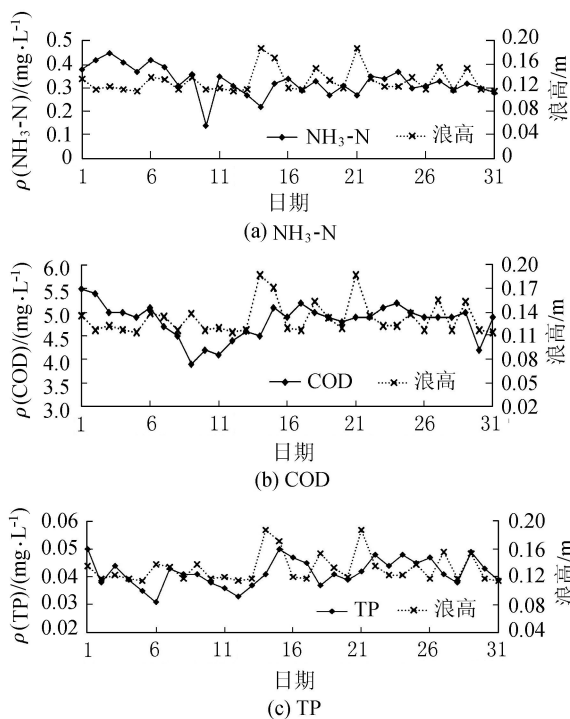


图 6 2011 年 3 月逐日浪高与水质指标变化关系

3.3 水质指标浓度与浑浊度的相关性

分析东太湖湖区 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 COD 、 TP 的质量浓度与湖区浑浊度的相关关系,结果表明 COD 的质量浓度与浑浊度的相关性较好,其他水质指标与浑浊度相关性一般, COD 的质量浓度与浑浊度相关性图见图 7。说明底泥的再悬浮会引起 COD 的质量浓度的增加,存在风浪卷起底泥进而影响水质的污染模式。

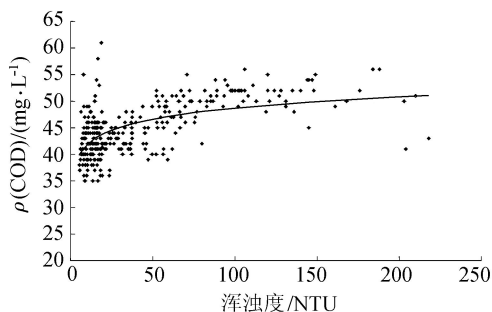


图 7 浑浊度与 COD 相关关系

4 结论

以太湖重要的浅水湖湾——东太湖为例,应用经典风浪经验公式,将风速转化为浪高以直接体现

风浪强度,在分析风浪强度与污染底泥卷起、水质指标相关关系的基础上,对风浪影响湖区水质的机制进行探究,得到如下结论:

a. 随着风速、浪高的增加,水体浑浊度增加,偏北风作用下湖区浑浊度更高。

b. 随着风速、浪高的增加, DO 质量浓度呈现降低趋势,全年呈现冬季(西北风主导风向)偏高而夏季(东南风主导风向)偏低的规律; COD 质量浓度随着风速的增加而增加,全年呈现冬季偏高而夏季偏低的规律; TN 质量浓度与风速相关关系不明显,全年呈现夏季偏高而冬季偏低的规律。

c. 东太湖风浪卷起底泥,造成湖区的浑浊度升高,浑浊度与 COD 质量浓度存在较好的相关性,东太湖存在风浪卷起底泥进而影响水源地取水口水质的污染模式。

参考文献:

- [1] 王苏民. 中国湖泊志[M]. 北京: 科学出版社, 1998: 70-73.
- [2] 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 悬浮物浓度对水下光照及初级生产力的影响[J]. 水科学进展, 2004, 15(5): 615-620. (ZHANG Yunlin, QIN Boqiang, CHEN Weimin, et al. Experimental study on underwater light intensity and primary productivity caused by variation of total suspended matter[J]. Advances in Water Science, 2004, 15(5): 615-620. (in Chinese))
- [3] QIN B Q, HU W P, GAO G, et al. Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow lake Taihu, China [J]. Chinese Science Bulletin, 2001, 49(1): 54-64.
- [4] 池俏俏, 朱广伟, 张战平, 等. 风浪扰动对太湖水体悬浮物重金属含量的影响[J]. 湖泊科学, 2006, 18(5): 495-498. (CHI Qiaoqiao, ZHU Guangwei, ZHANG Zhanping, et al. Effects of wind-wave disturbance on heavy metal contents in suspended solids of Lake Taihu [J]. Lake Science, 2006, 18(5): 495-498. (in Chinese))
- [5] 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 太湖水体中悬浮物研究[J]. 长江流域资源与环境, 2004, 13(3): 266-271. (ZHANG Yunlin, QIN Boqiang, CHEN Weimin, et al. A study on total suspended matter in Lake Taihu [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2004, 13(3): 266-271. (in Chinese))
- [6] 秦伯强, 胡维平, 高光, 等. 太湖沉积物悬浮的动力机制及内源释放的概念性模式[J]. 科学通报, 2003, 48(17): 1822-1831. (QIN Boqiang, HU Weiping, GAO Guang, et al. Dynamic mechanism and conceptual model of internal release of sediment suspension in Taihu Lake [J]. Chinese Science Bulletin, 2003 48(17): 1822-1831. (in Chinese))

(下转第 142 页)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.023

保障望虞河引调水期水质的引水顶托条件研究

徐凌云¹, 逢 勇^{2,3}, 付 浩⁴

- (1. 上海勘测设计研究院有限公司, 上海 200434; 2. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098;
3. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098;
4. 江苏省住房和城乡建设厅城市规划技术咨询中心, 江苏 南京 210013)

摘要:在现场调研和资料搜集的基础上,利用 MIKE11 模型建立望虞河西岸一维河网水环境数学模型,开展了望虞河西岸区域污染物总量控制计算和引水顶托条件分析,研究如何在望虞河西岸总量控制不达标的环境下通过引水顶托条件的研究来保证引调水期间望虞河入太湖水质达标。结果表明:①近期望虞河西岸污染物限排总量控制目标仍然无法实现;②当水位差值低于控制水位差时,望虞河引水;当水位差高于控制水位差时,西岸排水;③方案 1 情况下望虞河从长江连续引水 19 d 后需要对西岸进行一次排水;方案 2 情况下望虞河从长江连续引水 24 d 后需要对西岸进行一次排水;方案 3 情况下望虞河从长江连续引水 10 d 后需要对西岸进行一次排水;方案 4 情况下望虞河从长江连续引水 15 d 后需要对西岸进行一次排水。

关键词:MIKE11 模型;水质;引调水期;污染物总量控制;引水顶托条件;水位差;望虞河
中图分类号:X52 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2016)03-0121-06

Study of diversion backwater conditions for ensuring water quality of Wangyu River during water diversion period

XU Lingyun¹, PANG Yong^{2,3}, FU Hao⁴

- (1. Shanghai Investigation, Design and Research Institute Co., Ltd., Shanghai 200434, China;
2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;
3. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resources Development of Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China;
4. Urban Planning Technology Consulting Center of Jiangsu Provincial Department of Housing and Urban-Rural Development, Nanjing 210013, China)

Abstract: Based on field investigation and data collection, a one-dimensional river network water environmental mathematical model for the west bank of the Wangyu River was established using the MIKE11 software. Total pollutant load control calculation and diversion backwater condition analysis were carried out. This study shows how to guarantee the quality standards of the water flowing from the Wangyu River into Taihu Lake during the water diversion period through study of the diversion backwater conditions, when the total pollutant load control on the west bank of the Wangyu River does not meet the standards. The results are as follows: (1) Total pollutant load control cannot be implemented on the west bank of the Wangyu River in the near future. (2) When the water head is lower than the control level, water diversion in the Wangyu River should be conducted; when the water head is higher than the control level, drainage should be conducted on the west bank. (3) In Scheme 1, drainage is required on the west bank after water diversion of the Wangyu River from the Yangtze River for 19 days; in Scheme 2, drainage is required on the west bank after water diversion of the Wangyu River from the Yangtze River for 24 days; in Scheme 3, drainage is required on the west bank after water diversion of the Wangyu River from the Yangtze River for 10 days; and in Scheme 4, drainage is required on the west bank after water diversion of the Wangyu River from the Yangtze River for 15 days.

Key words: MIKE11 model; water quality; water diversion period; total pollutant load control; diversion backwater conditions; water head; Wangyu River

基金项目: 国家自然科学基金(51179053); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07506-006-05)

作者简介: 徐凌云(1988—), 女, 工程师, 主要从事环境影响与评价工作。E-mail: xly@sidri.com

望虞河位于太湖流域阳澄淀泖区和武澄锡虞区的交界处(图1),是流域综合治理骨干工程之一,是太湖流域“引江济太”的重要调水通道^[1],总长60.8 km。引江济太调水试验经望虞河调引水质相对优良的长江水体进入太湖,并通过太浦河由太湖向上海等下游地区供水^[2-3]。望虞河入湖、入江口分别设有望亭立交水利枢纽和常熟水利枢纽,望虞河是澄锡虞区与阳澄淀泖区高低片的界河^[1],望虞河东岸沿线有51条大小支流,全部有闸控制,引江济太期间大部分处于关闭状态,部分开闸的也因地势、水位等原因以出流为主,不排水入望虞河,西岸支河口门为兼排地区涝水,仅北部靠近长江的福山塘以北段和南部嘉菱荡以南部分支河控制外,其余均为敞开^[4]。

望虞河西岸属典型的平原河网区,河港纵横交错,水系交叉相连,北至长江、南至京杭运河、西至锡澄运河、东至望虞河,行政区域包括无锡市市区和新区、江阴市、锡山区、惠山区、常熟市和张家港等7个地区。目前望虞河西岸地区仍存在污水未达标排放、污染物排放总量超过了水功能区纳污能力等现象,西岸地区生活、工业污水大量排放并由支流汇入望虞河,对望虞河引江济太改善太湖水质造成了严重影响。因此,必须制定一定的对策措施以保证望虞河引调水期入太湖的水质能够达标。笔者以MIKE11模型为工具,建立望虞河西岸一维河网数学模型,在此基础上制定包括总量控制、引调水调度、有效监管在内的对策措施,由此对引调水期间望虞河入太湖水质达标的保障性进行探讨。

在水文、水质例行监测基础上,利用丹麦水力学所的MIKE11软件建立了望虞河西岸河网水动力-水质数学模型,模拟望虞河西岸水环境,并利用所建立的模型就望虞河对西岸来水的顶托条件和望虞河引排条件进行研究分析。



图1 研究区域位置

1 水动力与水质模型的建立

MIKE11是一款多功能的一维水动力学软件,

以求解圣维南(Saint-Venant)方程组作为理论基础^[5],有水动力、对流扩散、水质生态、泥沙传输、降雨径流、洪水预报、实时操作等多种模块。本文采用MIKE11模型中的水动力(HD)模块、对流扩散(AD)模块来构建望虞河西岸水动力-水质模型。

1.1 水动力模型

水动力模块中描述一维非恒定水流运动规律的控制方程组为圣维南方程组,由质量守恒的连续性方程和能量守恒的动量方程组成^[6],分别为

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\alpha \frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial h}{\partial x} + g \frac{Q|Q|}{C^2 AR} = 0 \quad (2)$$

式中: x 为距离坐标; t 为时间坐标; A 为过水断面面积; Q 、 h 分别为流量及水位; q 为旁侧入流量; α 为动量系数,一般取1; C 为谢才系数; R 为水力半径; g 为重力加速度。

由于HD模型采用Abbott六点隐式格式离散上述微分方程组,因此模型可在相当大的courant数下保持计算的稳定性,以取得更长的时间步长、节省计算时间。河道上每个网格点上水位和流量并不同时计算,而是按顺序交替布置水位点和流量点,采用隐式的有限差分法分别进行计算^[7]。

1.2 水质模型

对流扩散模块的控制方程是建立在质量守恒基础上的对流扩散方程,该方程假设物质在断面上完全混合。

$$\frac{\partial (A\rho)}{\partial t} + \frac{\partial (A\rho Q)}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left[AE_x \frac{\partial \rho}{\partial x} \right] = -AK_p + \rho_2 q \quad (3)$$

式中: ρ 为水流输送物质的浓度; E_x 为纵向扩散系数; ρ_2 为源/汇项的浓度; K_p 为污染物降解系数。

MIKE11对流扩散模块利用时间和空间中心隐式差分格式^[8]求解上述方程。

2 模型建立及率定验证

2.1 模型的建立

在充分掌握望虞河西岸平原河网水动力、水文资料的基础上,以主干河道为基础,按照河网概化的基本原则,对望虞河西岸河网进行了合理的概化。望虞河西岸河网概化见图2。

模型计算范围涵盖整个望虞河西岸地区,共设置29个计算边界,所有边界水动力条件均采用2012全年水位过程。

本次污染源条件在统计2012年望虞河西岸污染源的基础上,点源按其排污口所在河道输入模型,

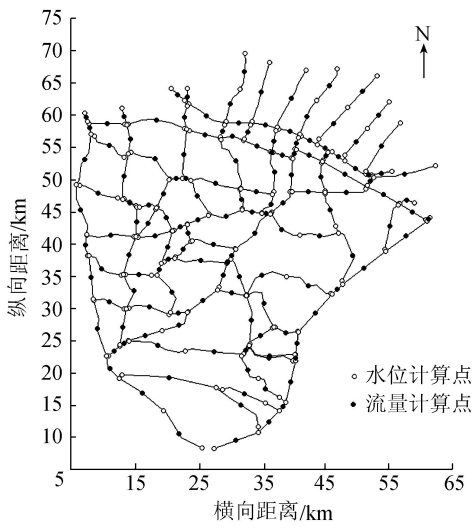


图2 望虞河西岸河网概化

面源则平均分配到各相应河段上。

2.2 模型率定验证

a. 水量率定。采用试错法进行率定,即根据部分断面实测的水位资料或流量资料,调试各河道的糙率,使得计算水位或流量过程与实测水位或流量相吻合,得出望虞河西岸地区河道糙率为 0.015 ~ 0.023。模型率定的主要依据是2012年1月与2月甘露站(望虞河)与无锡站(大运河)实测水位过程以及钓渚桥站的实测流量过程,望虞河水文站点位置见图3,水位、流量率定结果见图4。

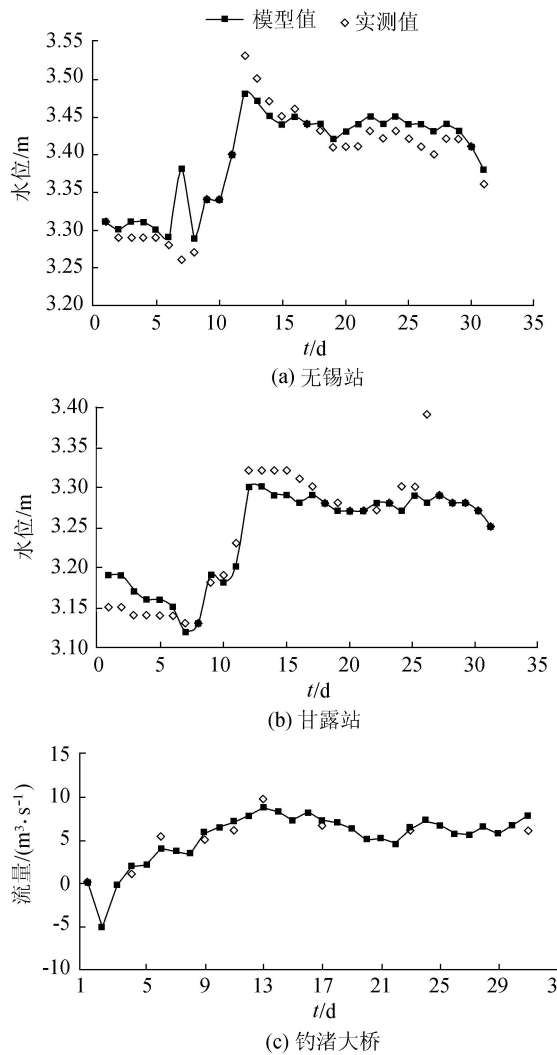


图4 水位及流量率定结果

表1 2012年资料率定的相对误差统计 %

水质指标	$E_{<20\%}$	$E_{<30\%}$
COD	29.73	57.69
NH ₃ -N	22.43	51.58
TP	30.41	59.45

率定误差小于20%、30%者所占百分比^[9])。由表1可见,水质实测值及模型计算值吻合较好,说明该模型可用于模拟望虞河西岸河网区的水质变化过程。

2.3 总量控制计算

a. 计算条件。根据建立的望虞河西岸水动力模型进行不同设计水文条件下水动力计算,提取流量流速计算结果;根据已建立的水质模型计算各功能区段上的污染物入河量;污染物综合衰减系数基于已率定的望虞河西岸水质模型综合衰减系数来定;边界水质采用模型边界的水功能区水质;西岸四条主要支流与望虞河相交断面的计算水质目标取Ⅲ类水。

b. 计算结果。将入河污染物总量分配到西岸各个区域,并根据区域的污染物削减潜力,分析得到各个区域内近期污染物削减目标可达性情况。从图



图3 望虞河水文站点位置

b. 水质率定。水质模型采用2012年该区域的实测水质浓度资料进行验证,率定得到的COD降解系数为 0.08 ~ 0.10 d⁻¹, NH₃-N降解系数为 0.08 ~ 0.15 d⁻¹, TP降解系数为 0.07 ~ 0.18 d⁻¹。率定和验证相对误差情况的统计见表1($E_{<20\%}$ 、 $E_{<30\%}$ 分别为

5 可见,近期各项削减潜力实施后,大部分地区的污染物排放量,尤其是 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP, 仍然无法达到污染物排放总量控制的目标。

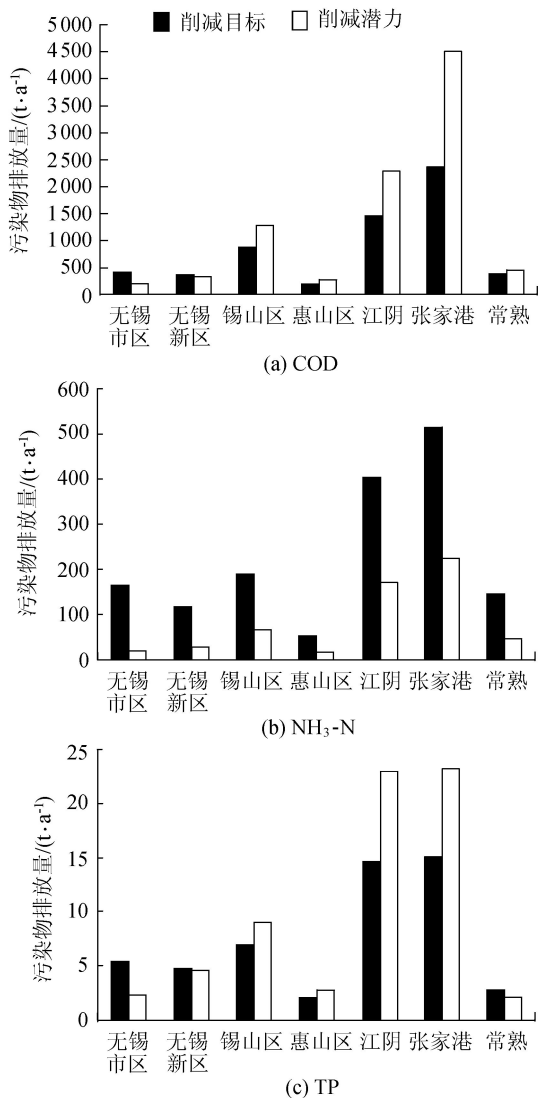


图5 研究区域内各污染物排放总量控制达标情况

3 引排条件分析

3.1 引水顶托临界条件的确定

由于西岸支流水质差,污染物总量不达标,且西岸水流的自然流向是自西向东。望虞河引水时沿程会汇入西岸支流的污水,并对望虞河水质产生较大影响,进而影响到望虞河入太湖水质。因此为使望虞河成为优质长江水引入太湖的“清水通道”,同时满足西岸地区的日常排水需要,必须要综合考虑西岸排水与望虞河引水的关系,在阻止西岸支流污水汇入望虞河的同时又不能使西岸污水长期滞留在西岸地区。

本文选取钓渚桥流量站、西岸的陈墅、无锡、北国三个水位站,望虞河干流上的甘露水位站来分析西岸水位站与望虞河水位站水位差值和西岸支流入望虞河流量之间的响应关系,其中以钓渚桥的流

量来代表西岸支流入望虞河流量。2009年望虞河西岸4个主要水位站的全年水位值以及钓渚桥流量站的全年流量值见图6、图7。

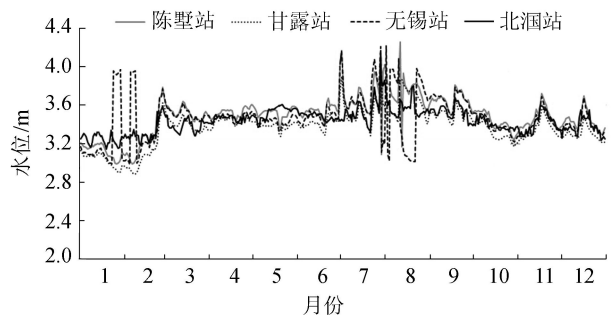


图6 四个主要水位站全年水位实测过程线

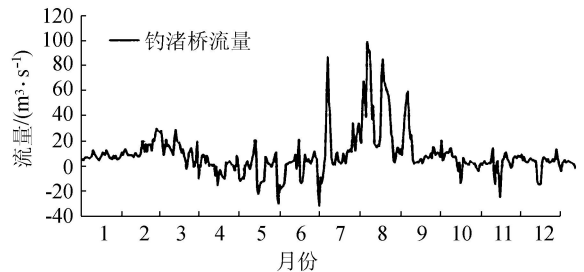


图7 2009年钓渚桥站全年流量实测过程线

当望虞河水位高于西岸水位值时能够顶托住西岸来水。当望虞河水位低于西岸水位站水位时,需要控制两者的水位差才能保证望虞河引水能够顶托住西岸的来水。通过水位、流量数据分析(图8~9),当陈墅站与甘露站的水位差小于0.18 m,无锡站与甘露站水位差小于0.12 m,北涸站与甘露站水位差小于0.09 m时,望虞河西岸支流的水流由东向西流动,即此时望虞河引水能产生顶托。

3.2 计算方案

望虞河的引水水位抬高可以顶托住西岸的来水,但是由于西岸每天都会产生一定量的污水,累积到一定的时间,望虞河引水将顶托不住西岸的来水,为了避免西岸污水过度雍高汇入望虞河,使望虞河水质变差,必须在望虞河引水到一定时间后,将西岸污水通过望虞河排水。从望虞河引水开始顶托西岸来水到望虞河引水顶托不住西岸来水的时间周期称为蓄积时间,这段时间内西岸污水不会进入到望虞河。

为了更好地模拟望虞河引调水期西岸水流流态,并计算出西岸排水与望虞河引水的时间关系,在西岸沿江闸门不同调度工况和望虞河不同引水水位工况的组合方案下进行计算,具体计算方案见表2,根据望虞河引水调度经验值,其中望虞河引水低水位取3.2 m,高水位取3.8 m。根据翟淑华^[10]研究,同为望虞河常熟枢纽自引条件,东岸沿望虞河闸门适当开启后,望虞河东岸的分流会使其比东岸全封闭条件下日平均减少入太湖流量 12 m³/s,因此为保

表2 西岸沿江闸门不同工况下望虞河引水

顶托分析模型计算方案

西岸沿江闸门引排水状况	方案	望虞河引水水位
西岸沿江闸门关闭	方案1	低水位
	方案2	高水位
西岸沿江闸门引水	方案3	低水位
	方案4	高水位

证望虞河引长江水入太湖水量,本次调度工况只考虑东岸沿线闸门全部关闭的情况,东岸支流与望虞河干流无水量和污染物通量的交换。

3.3 计算结果

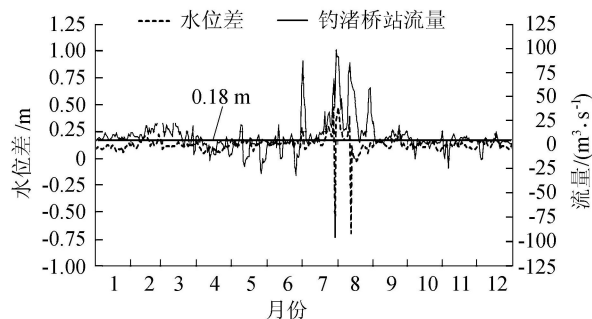
根据西岸支流上的水位站水位与望虞河水位站水位的差值控制条件,通过模型计算出不同方案下,望虞河引水顶托的水位控制值和蓄积时间。表3为提取的模型计算结果。

表3 不同方案下望虞河引水时顶托时间计算结果

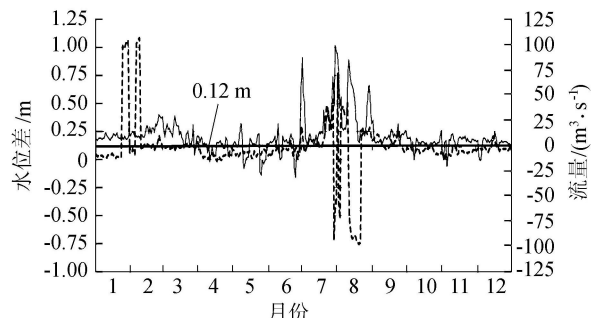
方案	蓄积时间/d	甘露站水位/m	无锡站水位/m	无锡站与甘露站水位差/m	陈墅站水位/m	陈墅站与甘露站水位差/m	北涸站水位/m	北涸站与甘露站水位差/m
方案1	5	3.04	3.11	0.07	3.05	0.01	3.03	-0.01
	10	3.14	3.19	0.05	3.22	0.08	3.20	0.06
	15	3.20	3.27	0.07	3.33	0.13	3.27	0.07
	19	3.21	3.31	0.10	3.39	0.18	3.30	0.09
	20	3.24	3.36	0.12	3.38	0.14	3.27	0.03
方案2	5	3.60	3.61	0.01	3.62	0.02	3.59	-0.01
	10	3.68	3.70	0.06	3.72	0.08	3.73	0.05
	15	3.71	3.79	0.08	3.78	0.07	3.77	0.06
	20	3.76	3.85	0.09	3.86	0.10	3.84	0.08
	24	3.77	3.89	0.12	3.92	0.15	3.86	0.09
方案3	5	3.20	3.25	0.05	3.26	0.06	3.23	0.03
	10	3.25	3.37	0.12	3.38	0.13	3.34	0.09
	13	3.26	3.36	0.10	3.44	0.18	3.31	0.05
	15	3.27	3.35	0.08	3.40	0.13	3.30	0.03
	20	3.30	3.34	0.04	3.38	0.08	3.31	0.01
方案4	5	3.63	3.65	0.02	3.69	0.06	3.65	0.02
	10	3.66	3.72	0.06	3.81	0.15	3.73	0.07
	15	3.73	3.85	0.12	3.88	0.15	3.79	0.06
	16	3.73	3.81	0.08	3.9	0.17	3.82	0.09
	17	3.75	3.83	0.08	3.93	0.18	3.81	0.06
20	3.76	3.8	0.04	3.87	0.11	3.79	0.03	
25	3.78	3.8	0.02	3.84	0.06	3.75	-0.03	

a. 水位控制条件计算结果。根据上文提取的模型计算结果可以得到不同计算方案下,望虞河引水顶托时,西岸支流上的水位站与望虞河上水位站之间的水位差值控制条件(表4)。

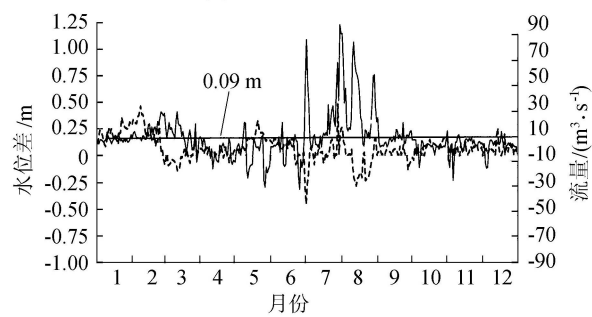
b. 望虞河引水与西岸地区排水之间的关系(蓄积时间计算)。根据上文提取的模型计算结果可以得到不同计算方案下,西岸排水与望虞河引水的时间关系,即望虞河引水顶托时,西岸污水的蓄积时间。



(a)陈墅站、甘露站

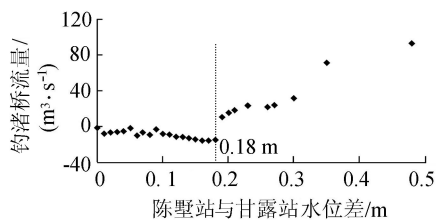


(b)无锡站、甘露站

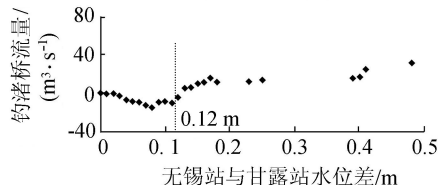


(c)北涸站、甘露站

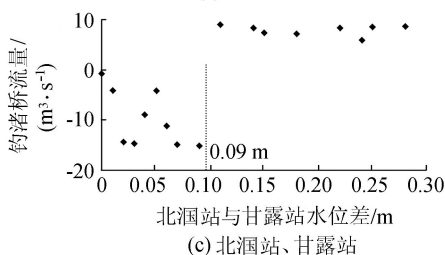
图8 2009年各站与甘露站的水位差与钓渚桥站流量实测关系曲线



(a)陈墅站、甘露站



(b)无锡站、甘露站



(c)北涸站、甘露站

图9 2009年各站与甘露站水位差和钓渚桥站流量响应关系

表4 望虞河引水顶托时西岸各水位站与望虞河

(甘露站)控制运行水位差 m

西岸沿江 闸门引排 水状况	方案	望虞河引 水水位控 制水位差	无锡站与 甘露站控 制水位差	陈墅站与 甘露站控 制水位差	北 涧站与 甘露站控 制水位差
西岸沿江 闸门关闭	方案 1	低水位	0.10	0.18	0.09
	方案 2	高水位	0.12	0.15	0.09
西岸沿江 闸门引水	方案 3	低水位	0.12	0.13	0.09
	方案 4	高水位	0.12	0.15	0.06

注:引水:当水位差值低于控制水位差时,望虞河引水,此时望亭枢纽关闭,常熟枢纽均开启;排水:当水位差高于控制水位差时,西岸排水,此时望亭枢纽关闭,常熟枢纽开启。

由表5可知,在方案1下望虞河从长江连续引水19d后需要对西岸进行一次排水;在方案2下望虞河从长江连续引水24d后需要对西岸进行一次排水;在方案3下望虞河从长江连续引水10d后需要对西岸进行一次排水;在方案4下望虞河从长江连续引水15d后需要对西岸进行一次排水。

表5 不同调度方案下望虞河引水与西岸排水的时间关系

西岸沿江 闸门引排水状况	方案	望虞河 引水水位	望虞河 引水周期/d
西岸沿江闸门关闭	方案 1	低水位	19
	方案 2	高水位	24
西岸沿江闸门引水	方案 3	低水位	10
	方案 4	高水位	15

4 结 语

在望虞河西岸污染物入河总量控制不达标的情况下,从控制西岸污水入望虞河的角度出发,提出了望虞河引水顶托的概念,并利用 MIKE11 一维水动力模型计算出不同引调方案下,望虞河引水顶托的水位控制条件和望虞河引水顶托的时间控制条件,以此实现短期内望虞河引长江水入太湖的水质能够达标。

从长远角度来看,为保证望虞河引江入湖水水质不受望虞河西岸污染源的影响,一方面应该从源头出发加大环境污染整治力度,严格控制西岸污染物入河总量,另一方面应该进一步提高流域水资源调控能力,加快流域其他能够提高流域纳污能力的引排工程的投入运行,例如:走马塘延伸拓浚工程、新沟河延伸拓浚工程、望虞河西岸控制工程、新建截污管道工程等实现清污分流,减轻望虞河纳污负担,使“引江济太”能够引排分开,最终保障望虞河引江济太的水质安全。

参考文献:

[1] 翟淑华,郭孟朴.望虞河引水对太湖影响前景分析[J].水资源保护,1996(4):12-15.(ZHAI Shuhua, GUO Mengpu. Prospect analysis of Wangyu River diversion effects on Taihu [J]. Water Resources Protection, 1996(4):12-15. (in Chinese))

[2] 张良平,王珏,徐骏.调水改善武澄锡虞区河网水质效果评估[J].人民长江,2009,40(7):30-32.(ZHANG Liangping, WANG Jue, XU Jun. Water transfer to improve river water quality effect assessment in Wu Cheng Xi Yu Area [J]. Yangtze River, 2009, 40(7): 30-32. (in Chinese))

[3] 王水,胡开明,周家艳.望虞河引清调水改善太湖水环境定量分析[J].长江流域资源与环境,2014,23(7):1035-1040.(WANG Shui, HU Kaiming, ZHOU Jiayan. Quantitative analysis on water environment improvement by clean water diversion from Wangyu River [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2014, 23(7): 1035-1040. (in Chinese))

[4] 马倩,田威,吴朝明,等.望虞河引长江水入太湖水体的总磷、总氮分析[J].湖泊科学,2014,26(2):207-212.(MA Qian, TIAN Wei, WU Chaoming, et al. Total phosphorus and total nitrogen concentrations of the water diverted from Yangtze River to Lake Taihu through Wangyu River [J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(2):207-212. (in Chinese))

[5] 王领元.应用 MIKE 对河流一、二维的数值模拟[D].大连:大连理工大学,2007.

[6] 李梓嘉,董增川,樊孔明,等. MIKE11 模型在泗洪县城区河网引水冲污工程中的应用[J].水电能源科学,2012,30(8):100-103.(LI Zijia, DONG Zengchuan, FAN Kongming, et al. Application of MIKE11 model in water diversion and flushing pollutants of urban river network in Sihong City [J]. Water Resources and Power, 2012, 30(8):100-103. (in Chinese))

[7] 杨洵,梁国华,周惠成.基于 MIKE11 的太子河观-菱河段水文水动力模型研究[J].水电能源科学,2010,28(11):84-87,171.(YANG Xun, LIANG Guohua, ZHOU Huicheng. Study on hydrology and hydrodynamic model in Guanying-Shenwo Section of Taizihe River based on MIKE11 [J]. Water Resources and Power, 2010, 28(11): 84-87, 171. (in Chinese))

[8] 马强,陈福容,王颖.基于 MIKE11 Ecolab 模型的梁滩河流域水污染问题探讨[J].水电能源科学,2011,29(11):33-36.(MA Qiang, CHEN Furong, WANG Yin. Research on water pollution problem of Liangtanhe basin based on MIKE 11 Ecolab model [J]. Water Resources and Power, 2011, 29(11):33-36. (in Chinese))

[9] 陈亚男,逢勇,赵伟,等.望虞河西岸主要入河支流污染物通量研究[J].水资源保护,2011,27(2):26-28.(CHEN Yanan, PANG Yong, ZHAO Wei, et al. Study on flux of pollutants discharged into western Wangyu River Basin through main inflow river channels [J]. Water Resources Protection, 2011, 27(2):26-28. (in Chinese))

[10] 翟淑华.河网水质管理决策支持系统在引江济太中的应用[J].湖泊科学,2002,14(4):317-321.(ZHAI Shuhua. Application of Taihu Basin water quality mangement decision support system [J]. Journal of Lake Sciences, 2002, 14(4):317-321. (in Chinese))

(收稿日期:2015-05-20 编辑:徐 娟)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.024

丹江口水库典型入库支流水质评价与趋势分析

王文静, 高鹏程, 李 捷, 周裕红

(长江水利委员会水文局汉江水文水资源勘测局, 湖北 襄阳 441022)

摘要:应用污染指数法中典型的单因子污染指数法和内梅罗综合污染指数法,选取丹江口入库支流中张湾和神定河口两个断面,对其 2005—2014 年水质状况进行了水质评价与趋势分析。结果表明,张湾断面目前污染仍较重,但主要超标污染物得到一定程度的控制,与往年相比,总体有好转趋势;神定河口断面的污染物始终超标严重,2005—2014 年水质评价结果始终为劣 V 类。建议加强对水质逐步恶化项目的治理,加强防护与控制管理。

关键词:水质评价;趋势分析;入库支流;单因子污染指数法;内梅罗污染指数法;丹江口水库

中图分类号:X824 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0127-04

Water quality assessment and trend analysis of typical tributaries of Danjiangkou Reservoir

WANG Wenjing, GAO Pengcheng, LI Jie, ZHOU Yuhong

(Hanjiang Bureau of Hydrology and Water Resources Survey, Bureau of Hydrology, Changjiang Water Resources Commission, Xiangyang 441022, China)

Abstract: The single factor pollution index method and Nemerow index method were used to analyze the status of water quality and its trend at the Zhangwan and Shendinghekou cross-sections through the tributaries flowing into the Danjiangkou Reservoir during the period from 2005 to 2014. The results show that the Zhangwan cross-section was heavily polluted during the study period, and the main pollutants had been controlled to a certain extent. On the whole, the water quality of the Zhangwan cross-section has improved. The pollutants of the Shendinghekou cross-section always exceeded the standard significantly, and the water quality at this cross-section was below the grade V level from 2005 to 2014. Some pollution control measures should be taken to improve the water quality and enhance protection and management.

Key words: water quality assessment; trend analysis; tributaries flowing into reservoir; single factor pollution index method; Nemerow index method; Danjiangkou Reservoir

自丹江口水库被确定为南水北调中线水源地后,其水质状况受到了社会各界的高度关注^[1-2]。多年连续监测资料表明,目前丹江口水库水质总体良好,保持在地表水 I ~ II 类,能够满足工程调水水质要求,但部分入库支流和个别水质因子超标仍然是无法忽视的问题^[3]。笔者选取丹江口水库入库支流中水质情况较差的老灌河和神定河,对老灌河上的张湾断面和神定河上的神定河口断面的 2005—2014 年监测资料进行了统计计算,采用单项污染指数法和内梅罗综合污染指数法分析其水质污染程度

及变化趋势,为老灌河和神定河水质监测及水环境质量保护提供科学决策依据。

1 研究范围与方法

1.1 研究断面概况

老灌河流域是南水北调中线工程上游重要水源涵养区。在汉江和丹江的一级支流中,老灌河环境容量最小,且是入库口距离中线工程陶岔取水口最近的河流,对陶岔的水质影响较大^[4]。张湾断面位于老灌河下游河段东经 111°28',北纬 33°05'。神定

河是连接十堰市百二河到汉江的一条重要的必经河,也是十堰城区最大的排污口^[5]。神定河口断面位于湖北省郧县茶店镇,东经 110°50',北纬 32°44',是神定河汇入汉江干流的水质控制站。研究断面示意图见图 1。

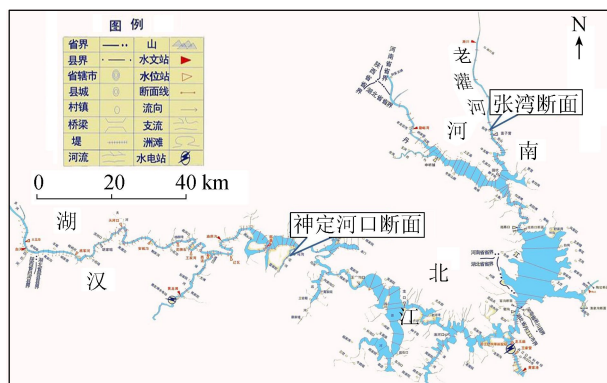


图 1 研究断面示意图

张湾断面每年按月对水质进行常规监测,神定河口断面每年 3、6、9、12 月对水质进行常规监测。监测项目有气温、水温、pH、悬浮物、总硬度、电导率、DO、COD_{Mn}、BOD₅、NH₃-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、挥发酚、氰化物、氟化物、硫酸盐、Cl⁻、Cr⁶⁺、As、Hg、Ad、Pb、Cu、Fe、TP、石油、粪大肠菌群(FC)、硫化物、阴离子表面活性剂,共计 29 项。

1.2 单因子污染指数法

污染指数法的基本思想是:用各水质指标的实测值与其评价标准(通常采用水体功能类别对应的水质指标浓度限值)之比,作为标准指数单元,通过算术平均、加权平均、连乘及指数等诸多数学手段得到一个综合污染指数,作为水质评价尺度来评价综合水质^[6]。

单因子污染指数法(即单因子评价法)是污染指数法的基础,用来表示某单项指标水质是否达到规定的水体功能类别以及相对于水体功能类别的达标或超标程度。单因子污染指数为该项目实测值与评价标准值之比,计算公式(DO 和 pH 不适用)为

$$P_i = C_i / C_0 \quad (1)$$

式中: P_i 为单因子污染指数; C_i 为该断面第 i 项污染指标的年平均值; C_0 为第 i 项污染指标的评价标准值。

若 $P_i < 1$,表明该项指标未超标,若 $P_i > 1$,则表明该项指标超标,而且 P_i 值越大,表示该项指标污染越严重。单因子评价法的优点是简单直观,可以最直接地反映出水体水质状况,是水环境影响评价中最常用的方法,缺点则是这种“一票否决”的思想有时会表现为过度保护,不利于反映水体功能是否满足使用要求^[6]。

1.3 综合污染指数法

综合污染指数法是对各污染指标的相对污染指

数进行统计,得出代表水体污染程度的数值。该方法可以确定研究水体的污染程度^[7]。综合污染指数法的基本形式有多种,其中内梅罗污染指数是目前仍然应用较多的一种环境质量指数^[6]。内梅罗污染指数虽然有过于突出最大污染因子对水质污染的影响和未考虑权重因素的缺点,但由于其特别考虑了污染最严重的因子,在加权过程中避免了权系数中主观因素的影响,是一种兼顾极值或称突出最大值的计权型多因子环境质量指数。

内梅罗污染指数计算公式为

$$I = \sqrt{\frac{P_i^2 + (P_i^{\max})^2}{2}} \quad (2)$$

式中: I 为污染指数; \bar{P}_i 为 n 项水质指标污染指数的算术平均值; P_i^{\max} 为 n 项水质指标污染指数的最大值。

内梅罗污染指数与污染程度的等级划分^[8]为: $I < 1$,清洁; $1 \leq I \leq 2$,轻污染; $2 < I \leq 3$,污染; $3 < I \leq 5$,重污染; $I > 5$,严重污染。

2 结果与讨论

2.1 水质状况分析

2.1.1 水质类别和污染程度状况分析

分别采用单因子评价法和内梅罗综合污染指数法,执行 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类标准,对张湾和神定河口的水质类别和污染程度进行了评价分析,结果见表 1。单因子评价法选用的评价数据为张湾和神定河口两断面 2005—2014 年每年的年均值。内梅罗综合污染指数法选取断面易超标项目作为主要的参评参数,即选取 COD_{Mn}、BOD₅、NH₃-N、TP、F、Hg、Cr⁶⁺、挥发酚、石油和粪大肠菌群共 10 项指标作为评价因子。

表 1 2005—2014 年张湾和神定河口断面水质状况

年份	张湾		神定河口	
	水质类别	污染程度	水质类别	污染程度
2005	劣 V	严重污染	劣 V	严重污染
2006	劣 V	严重污染	劣 V	严重污染
2007	劣 V	严重污染	劣 V	严重污染
2008	劣 V	重污染	劣 V	严重污染
2009	V	轻污染	劣 V	严重污染
2010	Ⅲ	清洁	劣 V	严重污染
2011	Ⅳ	清洁	劣 V	严重污染
2012	劣 V	严重污染	劣 V	严重污染
2013	V	轻污染	劣 V	严重污染
2014	劣 V	严重污染	劣 V	严重污染

单因子评价法评价结果显示,2005—2008 年张湾断面的水质评价结果为劣 V 类。从 2009 年开始水质评价结果发生变化,2010 年转为Ⅲ类,为 10 年中水质最优的一年,2012—2014 年则为劣 V 类和 V

类。从内梅罗综合污染指数法评价结果来看,张湾断面从2008年开始污染程度由严重污染转为重污染,在2010年和2011年一度达到清洁,到2012年又出现严重污染。比较两种评价结果可以看出,单因子评价法和内梅罗指数法评价结果虽略有不同,但整体趋势仍保持一致。张湾断面10年间水质变化波动较小,水质较差。神定河作为十堰城区最大的排污口,10年间水质评价结果始终为劣V类,污染程度一直为严重污染,水质状况堪忧。

2.1.2 主要超标污染物状况分析

采用单因子评价法,执行GB 3838—2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类标准,对张湾和神定河口两断面2005—2014年的主要超标污染物进行了总结,结果见表2。

表2 2005—2014年张湾和神定河口断面主要超标污染物状况

年份	主要超标污染物	
	张湾	神定河口
2005	FC, COD _{Mn}	NH ₃ -N, BOD ₅ 、石油、FC
2006	FC, NH ₃ -N,	石油、NH ₃ -N, BOD ₅ 、TP、FC
2007	FC, 汞, NH ₃ -N,	COD _{Mn} 、石油、NH ₃ -N、BOD ₅ 、TP、FC
2008	FC, NH ₃ -N,	石油、NH ₃ -N、FC
2009	FC, NH ₃ -N,	石油、NH ₃ -N、FC
2010	达标	BOD ₅ 、NH ₃ -N、FC
2011	FC	BOD ₅ 、NH ₃ -N、FC
2012	FC	石油、NH ₃ -N、FC
2013	FC	NH ₃ -N、BOD ₅ 、TP、FC
2014	FC	COD _{Mn} 、BOD ₅ 、NH ₃ -N、FC

2005—2008年,张湾断面的常年主要超标项目为粪大肠菌群、NH₃-N, Hg和COD_{Mn}指数在某些年份超标严重。2011—2014年张湾断面的主要超标项目已转变为粪大肠菌群一项, NH₃-N虽偶有超标,但年均值仍满足Ⅱ~Ⅲ类水质标准。神定河口断面超标项目较多,主要超标项目有NH₃-N、石油、BOD₅、粪大肠菌群等。

2.2 水质变化趋势分析

2.2.1 水质总体状况变化趋势分析

内梅罗污染指数不仅可以确定研究水体的污染程度,还可以通过具体数字直观地体现出污染程度的变化趋势。如图2所示,张湾断面的内梅罗污染指数从2005—2010年呈减小的趋势,2005年与2010年内梅罗污染指数比值高达36.75。从2008年开始内梅罗污染指数始终维持在5以内(2012年略高于5),在2012年和2014年出现两个小峰值。由此可以看出,目前张湾断面水质情况仍存在污染,与往年相比,污染程度得到一定程度的改善,但改善效果并不理想,近两年水体依然存在污染。

从图2可见,神定河口断面的内梅罗污染指数

一直较高,在2007年甚至一度超过了300,之后虽有回落,但从2011年开始出现上升的情况,且2011—2013年内梅罗污染指数处于很高的数值。随着经济发展,城市排污总量呈现惯性增长,而神定河作为十堰城区最大的排污口,其纳污能力已远远超过其接受的排污量,水质总体状况很差。

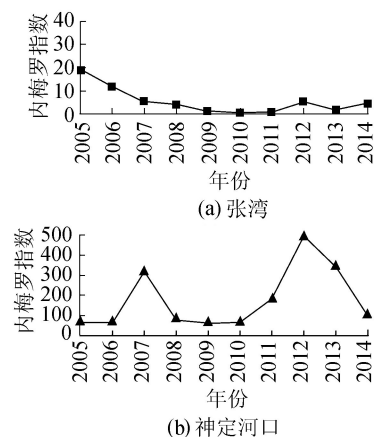


图2 张湾和神定河口内梅罗指数变化趋势

2.2.2 主要超标污染物变化趋势分析

为进一步分析张湾和神定河口两断面主要超标污染物变化趋势,采用单因子污染指数法计算两断面主要超标项目的单因子污染指数,结果见图3。

张湾断面NH₃-N指标的单因子污染指数整体呈抛物线形状,从2005—2010年先升后降,之后则维持一个相对稳定的数值,这一变化与表2中后期NH₃-N由主要超标项目变为非主要超标项目保持一致。粪大肠菌群指标的变化起伏较缓和,但2011—2014年数值较2005年和2006年有明显降低。两项主要超标物的污染指数变化趋势也从侧面解释了表2中张湾断面某些年份水质评价结果优于劣V类的原因。从综合内梅罗污染指数和单项污染指数来看,张湾断面目前仍污染较重,主要超标污染物得到一定程度的控制,与往年相比总体有好转趋势,应继续加强治理,避免出现污染反弹情况。

神定河口断面的粪大肠菌群单项污染指数始终居高不下,超标严重,10年间变化趋势与内梅罗污染指数变化趋势(图2(b))相似。NH₃-N、石油、BOD₅和TP这4项单因子污染指数较粪大肠菌群要小得多,10年间这4个项目的单因子污染指数始终反复波动,无明显变化趋势。从综合内梅罗污染指数和单项污染指数来看,神定河断面的污染物超标严重,水质很差,水质污染情况在这10年中未得到明显改善。

2.3 水质变化影响因素分析

水质变化与流域水环境条件的变化密切相关。一方面,张湾断面所在的老灌河流域森林过度砍伐,

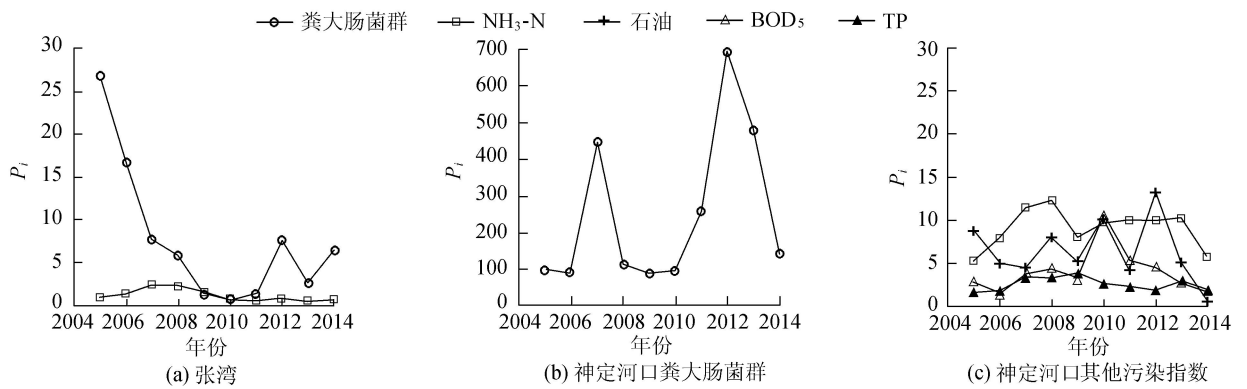


图3 张湾和神定河口单因子污染指数变化趋势

森林覆盖率低,水土流失及环境污染造成水环境条件恶化;另一方面,张湾上游栾川县的三川镇、冷水乡工矿的发展程度较高,栾川县近年来发生多次尾矿溃坝事件,尾矿库(坝)对环境的潜在风险较高^[4],应加强局部重点治理工作;而下游浙川县城和西峡县城由于城镇人口密集,生活污染产生量大。

神定河是十堰市城区最大的污水接纳水体,污染源主要为城市工业废水和生活污水。上游多数农村存在的水土流失,化肥、农药的污染和小型乡镇企业直接排污等,造成了河流上游污染;而河流中下游地区生活、生产污水,城郊农业及养殖退水,工业废水,餐饮业废水,空气沉降物等的排放加剧了污染。组成成分复杂的污水排放进入神定河,造成了神定河超标项目较多且超标严重。据统计,2010年排入神定河的废水量为2577.3万t、NH₃-N的纳入量为580.6t,神定河接收污染输入量已超过河流因自净作用的污染减少量^[5]。污染排放增加而自净化能力减弱导致了神定河口断面水体污染严重,2005—2014年一直为劣V类。

3 结 语

a. 内梅罗综合污染指数法与单因子评价法的评价结果一致,张湾和神定河口两断面2005—2014年的水质情况整体较差,尤其是神定河口断面这10年间水质评价结果始终为劣V类,污染严重。

b. 通过内梅罗污染指数变化趋势分析与主要超标项目的单因子污染指数变化趋势分析,张湾断面目前仍污染较重,但主要超标污染物得到一定程度的控制,与往年相比总体有好转趋势;神定河口断面的污染物始终超标严重,水质很差,污染情况未得到明显改善。

c. 建议有关部门继续加强对老灌河的治理,避免污染反弹现象;加大对神定河的排污治理力度,有效改善水质情况。

参考文献:

[1] 徐志仿,徐铜,蒲前超.丹江口库区及上游水资源保护与

管理[J]. 人民长江,2011,42(2):16-20. (XU Zhifang, XU Tong, PU Qianchao. Protection and management of water resources of Danjiangkou Reservoir area and its upstream basin [J]. Yangtze River, 2011,42(2):16-20. (in Chinese))

[2] 胡安焱,张自英,王菊翠.水利工程对汉江中下游水文生态的影响[J]. 水资源保护,2010,26(2):5-9. (HU Anyan, ZHANG Ziyang, WANG Jucui. Impact of hydraulic engineering on hydro-ecology in middle and lower reaches of Hanjiang River [J]. Water Resources Protection, 2010, 26(2):5-9. (in Chinese))

[3] 周裕红,王峰,左秋云.丹江口水库水环境质量影响因素的探讨[J]. 水利科技与经济,2009,15(10):847-849. (ZHOU Yuhong, WANG Feng, ZUO Qiuyun. Discussing on the influence factor of water environment quality of Danjiangkou Reservoir [J]. Water Conservancy Science and Technology and Economy, 2009,15(10):847-849. (in Chinese))

[4] 陈晓飞,姜世英,韩鹏.基于AHP的老灌河流域环境风险评价[J]. 南水北调与水利科技,2012,10(3):87-97. (CHEN Xiaofei, JIANG Shiyang, HAN Peng. Environmental risk assessment for the Laoguan River using fuzzy analytic hierarchy process approach [J]. South-to-North Water Diversion and Water Science & Technology, 2012,10(3):87-97. (in Chinese))

[5] 雷沛,张洪,单保庆.丹江口水库典型入库支流氮磷动态特征研究[J]. 环境科学,2012,33(9):3038-3045. (LEI Pei, ZHANG Hong, SHAN Baoqing. Dynamic characteristics of nitrogen and phosphorus in the representative input tributaries of Danjiangkou Reservoir [J]. Environmental Science, 2012,33(9):3038-3045. (in Chinese))

[6] 徐祖信,尹海龙.城市水环境管理中的综合水质分析与评价[M]. 北京:中国水利水电出版社,2012:25-40.

[7] 陆卫军,张涛.几种河流水质评价方法的比较分析[J]. 环境科学与管理,2009,34(6):174-176. (LU Weijun, ZHANG Tao. Comparison and analysis of several appraisal methods for river water quality [J]. Environmental Science and Management, 2009,34(6):174-176. (in Chinese))

[8] 刘绮,潘伟斌.环境质量评价[M]. 广州:华南理工大学出版社,2004:91-93.

(收稿日期:2015-05-18 编辑:徐娟)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.025

引黄入冀补淀工程对地表水环境影响预测

杨 柳¹, 逢 勇^{1,2}, 李 幸¹

(1. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098;

2. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098)

摘要:为缓解河北省地下水超采状况及向白洋淀实施生态补水, 修建引黄入冀补淀工程。利用所建位山引黄入冀工程模型相关试验参数及其他相关研究成果对研究设置的 6 个情景方案进行了模拟分析, 研究此次工程对输水沿线及受水区白洋淀的地表水环境影响。结果表明: 在实施输水沿线水污染治理后, 多年平均情况下, 当引水口水质满足其水功能区水质目标要求时, 输水沿线各断面水质除 TN 外可达到 III 类水质标准, 引黄入冀补淀工程可有效改善沿线及入白洋淀地表水环境。由运行初期所存在的问题建议入白洋淀断面设置水质自动监测站, 一旦水质超标应立即停止向白洋淀引水, 确保初期输水安全。

关键词:地表水; 水污染治理; 水环境影响; 引黄入冀补淀工程; 位山引黄入冀工程; 输水沿线; 白洋淀
中图分类号: X820.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2016)03-0131-06

Prediction of effect of Yellow River-to-Baiyangdian Water Transfer Project on surface water environment

YANG Liu¹, PANG Yong^{1,2}, LI Xing¹

(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resources Development on of Shallow Lakes, of Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: The Yellow River-to-Baiyangdian Water Transfer Project will be built in order to alleviate the groundwater over-exploitation in Hebei Province and to provide ecological water supplement to the Baiyangdian area. Using the relevant parameters regarding the Weishan Yellow River-to-Hebei Water Transfer Project and other related research results, analysis and simulation were carried out to examine six scenario plans developed in this study, in order to investigate the effect of the project on the surface water environment along the water transfer routes and in the Baiyangdian area. The results are as follows: after the implementation of water pollution control along the water transfer routes and when the water quality at the intake meets the requirements of the water function area, multi-year averages of water quality indicators at cross-sections along the route can meet all grade III standards except for total nitrogen. In addition, the Yellow River-to-Baiyangdian Water Transfer Project can effectively improve the surface water environment along the water transfer routes and in the Baiyangdian area. It is suggested that automatic water quality monitoring stations should be set up at the cross-sections in order to solve the existing problems in the initial period of operation. Once the water quality exceeds the standards, water transfer into the Baiyangdian area should be stopped immediately to ensure water safety during the initial period.

Key words: surface water; water pollution control; effect on water environment; Yellow River-to-Baiyangdian Water Transfer Project; Weishan Yellow River-to-Hebei Water Transfer Project; water transfer route; Baiyangdian

河北省水资源严重短缺, 一般年份基本无地表水可以利用, 只能靠大量开采地下水, 而近 10 年平均地下水开采量达到 266 304 万 m³/a, 开发利用率达到 241%, 超采十分严重^[1-2]。白洋淀作为华北平原最大、最典型的淡水浅湖型湿地^[3], 其生态系统

良性循环对维系华北平原和首都经济圈生态环境安全具有重要意义。随着干旱和污染的双重威胁, 白洋淀逐步退化、萎缩, 并数次出现干淀现象, 干旱缺水已经成为影响经济社会发展、生态环境安全和社会政治稳定的重大问题。进行白洋淀生态补水十分

必要^[4-6],引黄入冀补淀工程应运而生。

近年来,一些学者对引黄入冀补淀工程做了相关研究,李涛等^[7]对引黄入冀补淀工程河北段对地下水的影响做了预测,结果表明该工程将有效改善地下水环境,干线附近地下水抬升范围不大、控制地下水临界水位前提下盐碱化危害较小;任健等^[8]对引黄入冀补淀工程泥沙处理对策进行了分析,研究得出泥沙处理措施应采取“避沙、防沙、沉沙、输沙”的原则;陈玉培等^[9]对引黄入冀补淀工程局部输水线路进行了必选分析,综合考虑选定南湖干渠单线输水方案。大多数学者对引黄入冀补淀工程输水线路及泥沙处理方面进行了计算分析,而对该工程如何影响地表水环境尚不清楚。

笔者综合考虑引黄入冀补淀工程各水平年调水过程、引黄口段水质状况以及输水沿线排污口分布状况、治理情况、整治方案及实施可能性等,针对各类排污口部分整治和全部整治等情况,设置了6个情景方案进行模拟,利用位山引黄入冀工程相关试验参数(污染物降解系数 $K_{\text{COD}}=0.124 \text{ d}^{-1}$, $K_{\text{NH}_3\text{-N}}=0.121 \text{ d}^{-1}$, $K_{\text{TN}}=0.114 \text{ d}^{-1}$, $K_{\text{TP}}=0.112 \text{ d}^{-1}$)及其他相关研究成果,分析研究了该工程对输水沿线及受水区白洋淀的地表水环境影响。

1 工程概况

2013年11月,国家发展改革委批复了《引黄入

冀补淀工程项目建议书》(发改农经[2013]2326号),该工程为全程自流输水,引水线路途经两省(河南省、河北省)六市(濮阳市、邯郸市、邢台市、衡水市、沧州市、保定市)^[10],本项目是两个资源型缺水流域之间的跨流域调水工程,主要涉及黄河流域和海河流域。

工程自河南濮阳渠村引黄闸取水口引水,调水河段为黄河下游,工程引水口距上游小浪底水库约310 km,距离下游高村水文站约7 km,距离利津水文站约480 km;输水线路为自河南省濮阳市渠村引黄闸引水,途经河南、河北两省6市22个县市,线路总长482 km,其中河南省境内为84 km,河北省境内398 km;引黄入冀补淀工程建设主要任务是为白洋淀实施生态补水和工程沿线部分地区农业供水,缓解沿线地区农业灌溉缺水及地下水超采状况^[11]。

2 水质达标情况及治理方案

调水区、输水河渠及受水区的水质现状监测结果表明:调水区黄河河段基本为Ⅲ类,基本能满足水质目标要求;河南段、河北段输水沿线水质现状较差,基本为Ⅴ类和劣Ⅴ类;受水区白洋淀现状水质也较差,基本都为Ⅳ~劣Ⅴ类^[12],不满足Ⅲ类水质目标要求。各河渠水质现状及达标情况具体见表1。

表1 引黄入冀补淀工程涉及河渠水功能区水质达标情况

区域	河渠	二级水功能区划	水质目标(或评价标准)	水质现状	达标情况	
调水区	黄河	黄河濮阳饮用工业用水区	Ⅲ类	Ⅲ类	达标	
	天然文岩渠入黄口	天然文岩渠新乡缓冲区	Ⅴ类	Ⅴ类、劣Ⅴ类	部分达标	
	南湖干渠	未开展水功能区划		Ⅲ类	达标	
	第三濮清南干渠	未开展水功能区划	评价标准:Ⅲ类	劣Ⅴ类	未达标	
	第三濮清南西支	未开展水功能区划		劣Ⅴ类	未达标	
	新开渠	未开展水功能区划		劣Ⅴ类	未达标	
	留固沟	未开展水功能区划	评价标准:Ⅳ类	劣Ⅴ类	未达标	
	东风渠	未开展水功能区划		劣Ⅴ类	未达标	
	南干渠	未开展水功能区划		劣Ⅴ类	未达标	
	支漳河	支漳河邯郸农业用水区		Ⅴ类	劣Ⅴ类	未达标
	老漳河	老漳河邢台农业用水区	Ⅴ类	劣Ⅴ类	未达标	
	输水沿线	滏东排河	滏东排河邢台过渡区	Ⅲ类	劣Ⅴ类	未达标
			滏东排河邢台饮用水源区			
			滏东排河衡水饮用水源区			
滏东排河沧州饮用水源区						
北排河		未开展水功能区划		Ⅴ类	未达标	
献县枢纽段		未开展水功能区划				
紫塔干渠		未开展水功能区划		Ⅳ类	达标	
陌南干渠段		未开展水功能区划	评价标准:Ⅳ类	Ⅲ类	达标	
古洋河		未开展水功能区划		劣Ⅴ类	未达标	
韩村干渠		未开展水功能区划		劣Ⅴ类	未达标	
小白河段		未开展水功能区划		劣Ⅴ类	未达标	
任文干渠		任文干渠沧州工业用水区	Ⅳ类	劣Ⅴ类	未达标	
滏阳河支线		滏阳河邢台农业用水区	Ⅳ类	劣Ⅴ类	未达标	
漳河		漳河邯郸农业用水区	Ⅳ类	劣Ⅴ类	未达标	
滏阳河	滏阳河邯郸农业用水区 滏阳河邢台农业用水区	Ⅳ类	劣Ⅴ类	未达标		
受水区	白洋淀	白洋淀河北湿地保护区	Ⅲ类	劣Ⅴ类	未达标	

表2 引黄入冀补淀工程情景方案设计

情景	流量/(m ³ ·s ⁻¹)		引黄口水质类别
	引黄总干渠	入河北	
多年平均	100	60	Ⅲ
	100	60	Ⅳ
75%水平年	78	40	Ⅲ
	78	40	Ⅳ
90%水平年	61.4	25	Ⅲ
	61.4	25	Ⅳ

3 工程对地表水环境影响分析

3.1 对调水区黄河下游水环境影响

黄河下游小浪底以下河段为典型的游荡型河段^[14],但花园口以下河段受两岸大堤约束,两岸排污口较少,花园口以下河段排污口基本情况见表3。

表3 黄河花园口以下河段排污口基本情况

排污口名称	行政区	水功能区		水质目标	排污口类型	废污水量/(万t·a ⁻¹)	COD排放量/(万t·a ⁻¹)	NH ₃ -N排放量/(万t·a ⁻¹)
		一级	二级					
平阴翟庄闸	泰安市、聊城市、济南市、德州市	黄河山东开发利用区	黄河聊城、德州饮用、工业用水区	Ⅲ类	混合废污水	849.5	528.8	46.3
长清老王府						302.6	212.8	16.1

由表3可知,排放的污废水主要是生活污水和工业废污水,污水为常年排放,因此需要常年保证一定的水量用于自净降解,才能保障下游水质不会产生明显恶化。

对工程生效前后不同水平年下利津断面、高村断面日均流量与自净需水量进行对比分析,结果表明:高村、利津断面均有一定天数日均流量不能满足自净需水要求,特别是90%水平年下,不满足自净流量程度较高,因此建议90%水平年当高村、利津断面流量低于120m³/s、100m³/s时停止引水,保证高村、利津断面的自净需水量,同时要加强度运行管理,最大程度避免对下游水环境造成影响。

3.2 对输水沿线水环境影响

3.2.1 输水沿线水环境模型构建及参数率定验证

根据实测资料,位山引黄输水线路及该工程输水线路研究河段长度远远大于其宽度和深度,其横向和竖向的扩散作用远远小于其沿河道的输移作用,因此在横向和竖向的浓度梯度可以忽略。根据上述特点,将输水线路视为一维河流进行研究。河道一维稳态水质模型为

$$\rho = \frac{\rho_0 Q_0 + \rho_1 Q_1}{Q_0 + Q_1} \exp\left(-\frac{Kx}{86400u}\right) \quad (1)$$

式中: ρ 为位于污染源下游 x 处的断面平均浓度,mg/L; ρ_0 为水流输送物质的断面初始质量浓度,mg/L; ρ_1 为污染物入河质量浓度,mg/L; Q_0 为水流初始流

量,m³/s; Q_1 为污染物入河流量,m³/s; k 为污染物降解系数,d⁻¹; u 为断面平均流速,m/s; x 为水流输送污染物质距离,m。

收集2009年11—12月份位山引水期间河北省南宫市和生店村张二庄断面、河间市张庄村沧保公路断面和大树刘庄入淀站断面水量水质实测资料,对所建模型参数进行确定,模型降解系数由式(2)确定:

$$K = -\frac{86400u}{x} \ln \frac{\rho(Q_0 + Q_1)}{\rho_0 Q_0 + \rho_1 Q_1} \quad (2)$$

各污染物降解参数率定结果见表4。

表4 各污染物降解参数率定结果

断面	$\rho(\text{COD})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TN})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TP})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	流速/(m·s ⁻¹)
张二庄	3.5	0.30	5.47	0.03	
沧保公路入淀站	2.6	0.19	3.91	0.02	0.70~1.10
降解系数(d ⁻¹)	0.124	0.121	0.114	0.112	

根据率定得到的参数,利用2010年1月位山引水期间张二庄断面、沧保公路断面水质实测资料,对所建模型参数计算结果的准确性进行了验证,模型计算值与2010年实测值的对比见表5。

由表5分析可知,两断面COD、NH₃-N、TN、TP实测值与计算值误差率较小,因此模型率定验证得到的参数较为合理,可用于本工程的水质计算工作。

表 5 断面水质实测值与计算值结果对比

断面	COD			NH ₃ -N			TN			TP		
	$\rho_{实}/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho_{计}/$ (mg·L ⁻¹)	误差/%	$\rho_{实}/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho_{计}/$ (mg·L ⁻¹)	误差/%	$\rho_{实}/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho_{计}/$ (mg·L ⁻¹)	误差/%	$\rho_{实}/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho_{计}/$ (mg·L ⁻¹)	误差/%
张二庄	10.85	11.972	10.34	0.81	0.815	0.57	4.95	5.542	11.95	0.07	0.070	0.31
沧保公路	9.80	8.868	9.51	0.44	0.444	0.83	4.94	4.206	14.87	0.04	0.038	3.90

3.2.2 输水沿线水质沿程变化

按照引黄入冀补淀可研设计中关于引水渠道的设计,模型中概化的河道主要为输水总干渠,总长度约为 480 km(自沉沙池至入白洋淀断面),概化河道

中渠道长、宽、底高程、边坡、流速、水深、糙率等参数均按照可研报告^[6]中的设计值选取,河道糙率为 0.015~0.025。具体见表 6。

表 6 引黄入冀补淀概化河道模型参数选取

里程/m	边坡	底宽/m	水深/m	流速/ (m·s ⁻¹)	超高/ m	渠深/ m	里程/m	边坡	底宽/m	水深/m	流速/ (m·s ⁻¹)	超高/ m	渠深/ m
4995	2.0	10.5	3.89	1.44	1.2	5.09	254660	2.0	60.0	4.02	0.32	1.2	5.22
38000	2.0	11.0	4.17	1.15	1.2	5.37	367560	2.0	32.0	4.84	0.34	1.2	6.04
54570	2.0	15.0	4.64	0.75	1.2	5.84	385860	2.5	15.0	5.17	0.50	1.2	6.37
83060	2.0	9.0	4.64	0.70	1.2	5.84	428990	2.0	15.0	3.27	0.70	1.2	4.47
164060	2.0	32.2	3.18	0.53	1.2	4.38	447840	2.5	30.0	4.21	0.36	1.2	5.41
190750	2.0	57.0	4.30	0.32	1.2	5.50	480616	2.5	30.0	4.66	0.32	1.2	5.86

通过建立工程水质数学模型,结合引水条件及经率定验证后得到的模型参数($K_{COD}=0.124 d^{-1}$, $K_{NH_3-N}=0.121 d^{-1}$, $K_{TN}=0.114 d^{-1}$, $K_{TP}=0.112 d^{-1}$)及

研究设置的 6 个情景方案进行模拟分析,对本工程输水沿线水质沿程变化进行预测,具体预测结果见表 7。

表 7 输水沿线沿程水质变化

引水 量条 件	黄河口 引水量/ (m ³ ·s ⁻¹)	入河北 引水处 流量/ (黄河) 水质	指标	入河北断面		入邢台		入衡水		入沧州		入白洋淀		
				$\rho_{预}/$ (mg·L ⁻¹)	预测 水质	现状 水质	$\rho_{预}/$ (mg·L ⁻¹)	预测 水质	现状 水质	$\rho_{预}/$ (mg·L ⁻¹)	预测 水质	现状 水质	$\rho_{预}/$ (mg·L ⁻¹)	预测 水质
P= 90%	61.4	25	III	COD	20.700	IV类	20.900	IV类	21.820	IV类	23.520	IV类	22.030	IV
	61.4	25		NH ₃ -N	1.130	IV类	0.994	III类	1.160	IV类	1.330	IV类	1.240	IV
	61.4	25		TN	2.399	劣V类	2.110	劣V类	2.463	劣V类	2.824	劣V类	2.492	劣V
	61.4	25	IV	TP	0.161	III类	0.142	III类	0.166	III类	0.190	III类	0.201	IV
	61.4	25		COD	26.010	IV类	26.270	IV类	26.55	IV类	27.760	IV类	25.990	IV
	61.4	25		NH ₃ -N	1.260	IV类	1.230	IV类	1.380	IV类	1.550	V类	1.450	IV
	61.4	25		TN	2.549	劣V类	2.488	劣V类	2.792	劣V类	3.136	劣V类	2.914	劣V
61.4	25	TP	0.180	III类	0.176	III类	0.197	III类	0.221	IV类	0.223	IV		
P= 75%	78	40	III	COD	19.800	III类	19.006	III类	20.700	IV类	19.540	III类	19.480	III
	78	40		NH ₃ -N	1.100	IV类	1.050	IV类	1.150	IV类	1.080	IV类	0.980	III
	78	40		TN	2.335	劣V类	2.229	劣V类	2.441	劣V类	2.293	劣V类	1.970	V
	78	40	IV	TP	0.157	III类	0.150	III类	0.164	III类	0.154	III类	0.140	III
	78	40		COD	25.300	IV类	25.620	IV类	26.400	IV类	25.940	IV类	24.550	IV
	78	40		NH ₃ -N	1.400	IV类	1.280	IV类	1.360	IV类	1.450	IV类	1.410	IV
	78	40		TN	2.832	劣V类	2.589	劣V类	2.751	劣V类	2.933	劣V类	2.848	劣V类
78	40	TP	0.200	III类	0.183	III类	0.194	III类	0.207	IV类	0.205	IV		
多 年 平 均	100	60	III	COD	19.600	III类	19.010	III类	19.280	III类	18.890	III类	18.790	III
	100	60		NH ₃ -N	0.990	III类	0.920	III类	0.910	III类	0.950	III类	0.930	III
	100	60		TN	2.102	劣V类	1.953	劣V类	1.932	劣V类	2.017	劣V类	1.879	V
	100	60	IV	TP	0.141	III类	0.131	III类	0.130	III类	0.136	III类	0.125	III
	100	60		COD	25.700	IV类	25.450	IV类	26.130	IV类	24.987	IV类	23.050	IV
	100	60		NH ₃ -N	1.580	V类	1.310	IV类	1.350	IV类	1.420	IV类	1.310	IV
	100	60		TN	3.196	劣V类	2.650	劣V类	2.731	劣V类	2.873	劣V类	2.659	劣V
100	60	TP	0.226	IV类	0.187	III类	0.193	III类	0.203	IV类	0.202	IV		

完全治理的情况下,在多年平均下、75%水平年且引水水质为 III 类的情况下,输水渠道入河北境、入邯郸、入邢台、入衡水、入沧州、入白洋淀断面水质除

TN 外均可满足地表水 III 类水标准。但 90% 水平年各断面水质不满足 III 类水质标准。

总体来看,在实施输水沿线水污染治理后,多年

平均情况下,当引水口水质满足其水功能区水质目标要求时,输水沿线各断面水质除 TN 外可达到Ⅲ类水质标准。

4 工程引发的初期输水问题预测分析

引黄入冀补淀工程引水前沿线排污口分布较多,水质现状较差,完全治理情况下仍有部分污染团滞留在输水干渠中难以清除^[15],在目前已实施的应急补水期间,为了保障输水沿线及白洋淀入淀水质,利用调水水头将输水渠道污染团冲到下游和支渠中,全部禁止排污作临时性污染控制措施,这种措施在一定程度上减轻了应急输水沿线水污染程度。但初期输水水质较差,加剧了输水渠道下游水污染问题,对输水干渠水环境造成一定的不利的影响。

根据回顾性评价结果,位山引黄输水渠道调水初期水质也较正常输水阶段差,为此工程收集了位山引黄应急补淀调水初期及调水后河间市张庄村沧保公路断面地表水监测点水质监测资料(2009年10月30日至11月3日为初期输水阶段;后期为正常输水阶段),分析得到初期及正常输水过程中张庄村沧保公路断面水质监测结果(表8)。

表8 位山引黄补淀期间初期输水过程沧保公路断面水质监测结果对比 mg/L

时间	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})$	$\rho(\text{TP})$
2009-10-30	0.58	0.11
2009-11-03	0.19	0.08
2009-11-21	0.16	0.06
2009-12-11	0.42	0.04
2009-12-21	0.17	0.04

从表8可以看出初期输水阶段水质劣于正常输水阶段水质,初期输水较正常输水阶段的水质恶化程度为: $\text{NH}_3\text{-N}$ 15.79%,TP 25%。

利用建立的一维水质数学模型,考虑初期输水时输水渠道中滞留水的影响(滞留水水质浓度参考现状已收集资料),参考2009年位山引黄补淀期间初期输水过程中初期输水水质与正常输水水质的差异情况,对本工程输水初期沿线水质沿程变化进行了预测。

经预测分析可知:在输水初期,因为原有输水渠道现有水质较差,受原有渠道现状水质的影响,白洋淀水质不能达到Ⅲ类水质要求,初期输水较正常输水阶段的水质恶化程度平均为COD 20%、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 20%、TN 24%、TP 25%。建议入白洋淀断面应设置水质自动监测站,一旦水质超标应立即停止向白洋淀引水,确保初期输水安全。

5 结论

a. 修建引黄入冀补淀工程对缓解白洋淀持续

缺水、生态环境持续恶化,缓解工程沿线区域地下水超采严重、地质灾害频发严峻形势已变得刻不容缓;

b. 在实施输水沿线水污染治理后,多年平均情况下,当引水口水质满足其水功能区水质目标要求时,输水沿线各断面水质除 TN 外可达到Ⅲ类水质标准,引黄入冀补淀工程将有效改善沿线及入白洋淀地表水环境;

c. 大型工程运行初期所存在的问题需要在实际实施过程中不断完善,建议入白洋淀断面设置水质自动监测站,一旦水质超标应立即停止向白洋淀引水,确保初期输水安全。

参考文献:

- [1] 赵勐. 河北省引黄输水河段水文特性分析[J]. 水科学与工程技术, 2012(6): 26-29. (ZHAO Meng. Hydrology characteristic analysis of water supply from the Yellow River in Hebei Province [J]. Water Sciences and Engineering Technology, 2012(6): 26-29. (in Chinese))
- [2] 河南省水利勘测设计研究有限公司. 引黄入冀补淀工程可行性研究报告[R]. 郑州: 河南省水利勘测设计研究有限公司, 2014.
- [3] 徐丽娟, 魏建强. 白洋淀生态补水存在问题及对策[J]. 工程与建设, 2014(3): 305-306. (XU Lijuan, WEI Jianqiang. Baiyangdian ecological hydrating existence question and countermeasure [J]. Engineering and Construction, 2014(3): 305-306. (in Chinese))
- [4] 陈建国, 曾庆华, 王兆印. 冰盖流的输沙特性[J]. 泥沙研究, 1992(1): 61-69. (CHEN Jianguo, ZENG Qinghua, WANG Zhaoyin. Ice stream sediment characteristics [J]. Journal of Sediment Research, 1992(1): 61-69. (in Chinese))
- [5] 何国建, 方红卫, 府仁寿. 桥墩群对河道水流影响的三维数值分析[J]. 水动力学研究与进展(A辑), 2007, 22(3): 345-351. (HE Guojian, FANG Hongwei, FU Renshou. Three-dimensional numerical analyse on water flow affected by piers [J]. Journal of Hydrodynamics, 2007, 22(3): 345-351. (in Chinese))
- [6] 涂程旭, 王昊利, 林建忠. 圆柱绕流的流场特性及涡脱落规律研究[J]. 中国计量学院学报, 2008, 19(2): 98-103. (TU Chengxu, WANG Haoli, LIN Jianzhong. Experimental research on the flow characteristics and vortex shedding in the flow around a circular cylinder [J]. Journal of China Jiliang University, 2008, 19(2): 98-103. (in Chinese))
- [7] 李涛, 张俊芝, 郝晓莉, 等. “引黄入冀补淀工程”河北段对地下水的影响预测[C]//中国水利学会. 中国水利学会2013学术年会论文集: S1 水资源与水生态. 北京: 中国水利学会, 2013.
- [8] 任健, 李虎成, 吴春占. 引黄济淀泥沙处理对策浅谈[J]. 中国水运, 2008(2): 117-118. (REN Jian, LI Hucheng, WU Chunzhan. Yellow River lake sediment

- treatment countermeasure [J]. China Water Transport, 2008(2):117-118. (in Chinese))
- [9] 陈玉培,王伟,孙卫静. 引黄入冀补淀工程局部输水线路分析比选[J]. 河南科学, 2014(8):1534-1537. (CHEN Yupei, WANG Wei, SUN Weijing. Analysis and comparison of the partial water conveyance lines of the water supply project of Baiyangdian River in Hebei by introducing water from Yellow River[J]. Henan Science, 2014(8):1534-1537. (in Chinese))
- [10] 冯谦诚,王文杰,李娇. 河北水务集团推进引黄入冀补淀前期工作 力争工程早日开工建设[J]. 河北水利, 2014(9):18-33. (FENG Qiancheng, WANG Wenjie, LI Qiao. Hebei water group promote the Yellow River into the Baiyangdian River prophase work strive for engineering construction as soon as possible [J]. Hebei Water Resources, 2014(9):18-33. (in Chinese))
- [11] 卢双宝. 引黄入冀补淀工程建设的必要性[J]. 河北水利, 2012(9):25-26. (LU Shuangbao. The necessity of the Yellow River into the fill Ji Lake project construction [J]. Hebei Water Resources, 2012(9):25-26. (in Chinese))
- [12] 张婷,刘静玲,王雪梅. 白洋淀水质时空变化及影响因子评价与分析[J]. 环境科学学报, 2010, 30(2):261-267. (ZHANG Ting, LIU Jingling, WANG Xuemei. Causal analysis of the spatial temporal variation of water quality in Baiyangdian Lake [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(2):261-267. (in Chinese))
- [13] 孙建峰. 对南水北调东线工程几个重要问题的认识[J]. 水利水电工程设计, 2002, 21(1):1-3. (SUN Jianfeng. Several problems knowledge of East Route of South-to-North Water Diversion Project [J]. Design of Water Resources & Hydroelectric Engineering, 2002, 21(1):1-3. (in Chinese))
- [14] 王卫红,田世民,孟志华,等. 小浪底水库运用前后黄河下游河道河型变化及成因分析[J]. 泥沙研究, 2012(1):23-31. (WANG Weihong, TIAN Shimin, MENG Zhihua, et al. Evolution processes of river pattern in Lower Yellow River after commissioning of Xiaolangdi Reservoir [J]. Journal of Sediment Research, 2012(1):23-31. (in Chinese))
- [15] 赵晓晖,侯越,张建江. 引黄补淀管理工作相关问题[J]. 水科学与工程技术, 2013(增刊1):72-74. (ZHAO Xiaohui, HOU Yue, ZHANG Jianjiang. Issues of the Yellow River to Baiyangdian Lake diversion project management [J]. Water Sciences and Engineering Technology, 2013(sup1):72-74. (in Chinese))
- (收稿日期:2015-06-04 编辑:徐娟)

(上接第98页)

- [9] 丁建华,杨威,金显文,等. 赣江下游流域大型底栖动物群落结构及水质生物学评价[J]. 湖泊科学, 2012, 24(4):593-599. (DING Jianhua, YANG Wei, JIN Xianwen, et al. Community structure of macrozoobenthos and biological evaluation of water quality in lower reaches of Ganjiang River [J]. Journal of Lake Sciences, 2012, 24(4):593-599. (in Chinese))
- [10] 蔡琨,张杰,徐兆安,等. 应用底栖动物完整性指数评价太湖生态健康[J]. 湖泊科学, 2014, 26(1):74-82. (CAI Kun, ZHANG Jie, XU Zhao'an, et al. Application of a benthic index of biotic integrity for the ecosystem health assessment of Lake Taihu [J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(1):74-82. (in Chinese))
- [11] 吴东浩,汪军涛,张咏,等. 连云港主要河流大型底栖无脊椎动物水质生物评价[J]. 环境监测管理与技术, 2010(1):29-32. (WU Donghao, WANG Juntao, ZHANG Yong, et al. River water bioassessment with benthic macroinvertebrate in Lianyungang, Jiangsu Province [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2010(1):29-32. (in Chinese))
- [12] RESH V H, NORRIS R H, BARBOUR M T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates[J]. Australian Journal of Ecology, 1995, 20(1):108-121.
- [13] 王备新,杨莲芳. 大型底栖无脊椎动物水质快速生物评价的研究进展[J]. 南京农业大学学报, 2001(4):107-111. (WANG Beixin, YANG Lianfang. Advances in rapid bio-assessment of water quality using benthic macroinvertebrates [J]. Journal of Nanjing Agricultural University, 2001(4):107-111. (in Chinese))
- [14] REYNOLDS T B, NORRIS R H, RESH V H, et al. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1997, 16(16):833-852.
- [15] 王博,刘全儒,周云龙,等. 东江干流底栖动物群落结构与水质生物学评价[J]. 水生态学杂志, 2011, 32(5):43-49. (WANG Bo, LIU Quanru, ZHOU Yunlong, et al. The community structure of zoobenthos and bioassessment of water quality of the Dongjiang River [J]. Journal of Hydroecology, 2011, 32(5):43-49. (in Chinese))
- [16] 戴纪翠,倪晋仁. 底栖动物在水生生态系统健康评价中的作用分析[J]. 生态环境, 2008, 17(6):2107-2111. (DAI Jicui, NI Jinren. Roles of benthos in the aquatic ecosystem health assessment [J]. Ecology and Environment, 2008, 17(6):2107-2111. (in Chinese))
- [17] 霍堂斌,刘曼红,姜作发,等. 松花江干流大型底栖动物群落结构与水质生物评价[J]. 应用生态学报, 2012, 23(1):247-254. (HUO Tangbin, LIU Manhong, JIANG Zuofa, et al. Macroinvertebrate community structure of macroinvertebrates and bioassessment of water quality in main stream of Songhua River [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(1):247-254. (in Chinese))
- (收稿日期:2015-05-20 编辑:彭桃英)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.026

沿海滩涂淤泥质黏土水盐迁移试验分析

吴明洲, 王锦国, 陈舟

(河海大学地球科学与工程学院, 江苏南京 210098)

摘要:我国沿海滩涂土壤盐渍化程度较高,作为土壤生态环境问题之一备受关注,研究土壤水盐运动规律是改良盐渍化土壤的理论基础。以沿海滩涂淤泥质黏土为研究对象,基于土壤盐分静态迁移试验和室内一维土柱试验,对淤泥质黏土盐分迁移规律和机理进行分析。结果显示:在静置状态下,相同迁移时间内,水体体积越多,盐分迁移速度越快,盐分迁移率越高;在一维水动力弥散条件下,水力坡度越大,水动力弥散作用越显著,盐分迁移的速度越快,盐分迁移率越高。

关键词:沿海滩涂;淤泥质黏土;水盐运移;水动力弥散

中图分类号:P641.2 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0137-06

Experimental analysis on soil water and salt migration of mucky clay in coastal shoal

WU Mingzhou, WANG Jinguo, CHEN Zhou

(School of Earth Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: The soil salinization degree of coastal shoal is high in China, which is one of soil ecological environment problems attracting much attention. The rules of soil water and salt migration are the theoretical foundation of improving the soil salinization. Based on the static soil salt migration test and indoor one-dimensional soil column test, mucky clay in coastal shoal was studied, and the migration pattern and mechanism of salt in mucky clay were analyzed. Results show that under the static state, the migration velocity and migration rate of salt are positively correlated with water volume in the same time. Under the condition of one-dimensional hydrodynamic dispersion, the migration velocity and migration rate of salt increase with the hydraulic gradient and the hydrodynamic dispersion.

Key words: coastal shoal; mucky clay; soil water and salt migration; hydrodynamic dispersion

我国沿海地区滩涂分布广泛,北起辽宁,南至广西,总面积约21709 km²[1]。近年来,沿海滩涂开发面积逐年增加,如何高效利用滩涂资源成为备受关注的问题。我国沿海滩涂土壤盐渍化程度较高,其成因主要有:①海水入侵导致地下水的矿化度较高;②风暴潮过程中海水倒灌浸泡土壤;③地下水位较浅,强烈的蒸发作用导致盐分在土壤表层积聚[2-6]。研究水盐运动规律是改良盐渍化土壤的理论基础。本文以淤泥质滩涂黏土为研究对象,基于土壤盐分静态迁移试验和室内一维土柱试验,对淤泥质黏土

盐分迁移规律和迁移机理进行分析,为改良该地区盐渍化土壤提供理论依据。

1 试验材料及取样

试验样品采集于浙江省台州市东部台州湾,该地区潮滩发育,滩面平缓宽广,平均坡度0.001,滩面宽度大于1000 m,滩岸线每年外移10~40 m^[7]。区域地下水标高小于3 m,属于河口近潮坪地貌特征。区内地层岩性以淤泥质黏土为主,垂向渗透系数 $0.73 \times 10^{-6} \sim 2.33 \times 10^{-6}$ cm/s,水平渗透系数 $0.88 \times 10^{-6} \sim$

$2.8 \times 10^{-6} \text{ cm/s}$,呈弱透水性。研究区属亚热带季风海洋性气候,年平均气温 16.8°C ,年平均降雨量为 1596.5 mm ,降雨集中于 $4 \sim 10$ 月,占全年降雨量 67.7% 。

根据研究区内河流、湖泊和滩涂发育特征,在区内布置 12 个采样点,使用钻取的方法采集不同深度的土样,共计采集土样 20 个。采集的土样使用无菌采样袋封装,防止土样水分蒸发或受到污染。区内淤泥质土壤可溶盐成分主要是 NaCl ,土壤平均含盐量 1% ,土壤表层埋深 $0 \sim 1 \text{ m}$ 之间含盐量较高,埋深 1 m 以下土壤含盐量约 $0.3\% \sim 0.5\%$ 。土壤可溶盐总量与电导率之间一般存在一定的线性关系,但是因地制宜,常用的测定可溶盐总量的方法有质量法、电导法和离子加和法,由于电导法简单易行,适用于大批量标本分析,故采用较多。

由于采样区内土壤可溶盐总量与电导率之间的关系未知,首先采用质量法来测定两者的相互关系。质量法测定土壤可溶盐总量的步骤如下^[8]:按 $5:1$ 的液固比(水体与土体的质量比)制备水土比浸提液,使用恒温振荡器振荡 8 h 后,静置 7 d ,取其上清液并用 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜过滤。将适量上清液用蒸发皿蒸干得到烘干残渣,加入少量 15% 双氧水继续加热去除有机质,其剩余量即作为可溶盐总量。对本次采集试样的测定结果进行回归分析,采样区土壤可溶盐总量与电导率的关系为

$$y = 0.332x + 0.2173 \quad (1)$$

式中: y 是土壤水浸提液电导率,使用 DDS-11AT 型电导率仪测定,并自动补偿至标准温度 25°C 下的值, s/m ; x 是土壤可溶盐总量, g 。式(1)相关系数(R^2)为 0.9922 。

2 土壤盐分静态迁移试验

目前研究土壤盐分迁移规律的试验主要是室内土柱试验,为揭示土壤在静置状态下盐分的迁移变化规律,设计了一组土壤盐分静态迁移试验。试验所取土样为淤泥质黏土,土样经过烘干后过 2 mm 标准筛,其主要离子组成及指标见表 1。

试验步骤:称取 100 g 土样,平铺于烧杯底部,为防止底部土样受到扰动,加入土样时缓慢加入蒸馏水使土样充分饱和,并记录加入蒸馏水的体积。为研究不同液固比对试验结果的影响,共设置 5 组平行试验,分别向土样中缓慢加入蒸馏水 250 mL 、

500 mL 、 1000 mL 、 1500 mL 和 2000 mL (以下记 S_1 、 S_2 、 S_3 、 S_4 、 S_5),加入蒸馏水时扣除之前为使土壤饱和的水的体积,记录水样初始电导率值,并用薄膜封存烧杯杯口,防止水分蒸发对试验的影响。试验时间为 14 d ,试验数据监测的时间间隔为 1 d ,试验结果如图 1~2 所示。

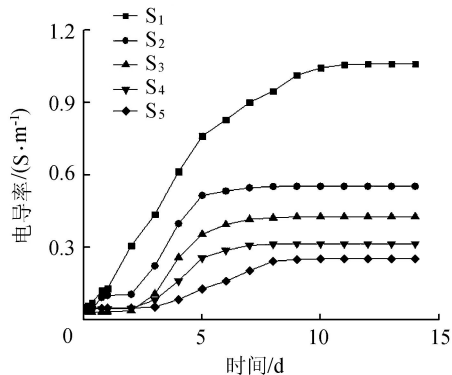


图 1 电导率变化曲线

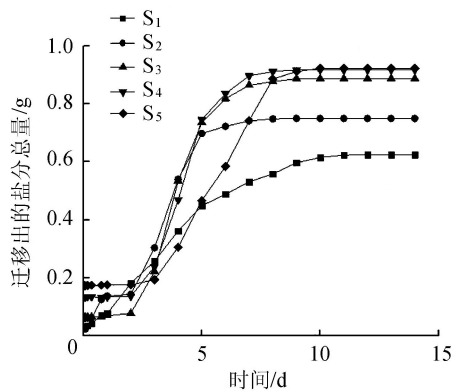


图 2 迁移出的盐分总量变化曲线

分析试验数据可以得到以下结论:

a. 初始状态下,土样上部水体的含盐量为零,电导率值为 $2.1 \times 10^{-4} \text{ S/m}$ 。随着时间的推移,水体电导率随着盐分的增多而增大(图 1),按峰值大小排列依次为 $S_1 > S_2 > S_3 > S_4 > S_5$ 。运用公式(1)计算出电导率对应的含盐量并换算出水体所溶解的可溶盐总量,第 14 天时,水体中所溶解的可溶盐总量从 S_1 至 S_5 分别是 0.625 、 0.750 、 0.888 、 0.918 、 0.924 g ,结果显示,在相同迁移时间内, S_1 至 S_3 水体中所溶解的可溶盐总量与水体体积呈正相关关系,但是 S_4 至 S_5 出现了异常(图 2)。由于试验过程中测量水体电导率时,监测点均布置在水体中央部位,而当水体体积较多时,水体底部迁移出的盐分扩散至水体上部需要较

表 1 土样主要离子组成及指标

土壤类型	含盐量/%	pH	离子组成/($\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$)								
			K^+	Ca^{2+}	Na^+	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	HCO_3^-	CO_3^{2-}
淤泥质黏土	1.05	7.15	2.42	1.64	39.44	2.81	81.31	3.05	0.10	0.72	0.00

长的时间,导致监测点的电导率偏小,造成试验结果出现误差。

b. 土壤盐分迁移的速率总体上可分为缓慢增大、迅速增大和趋于稳定 3 个阶段(以下记 K_1 、 K_2 、 K_3)。5 组试验在 K_1 阶段所需的时间从 S_1 至 S_5 分别是 1、2、2、2、3 d,在 K_2 阶段所需的时间分别是 9、3、5、5、5 d,在 K_3 阶段所需的时间分别是 4、9、7、7、6 d(图 2)。总体上表现出水体体积越大,在初期盐分迁移速率较慢,但在后期呈现明显的优势,仍保持较高的迁移速率。在 K_2 阶段,5 组试验盐分迁移速率的平均值从 S_1 至 S_5 分别是 0.0499、0.0767、0.1025、0.1114、0.0833 g/d,总体上表现出水体体积越大,盐分迁移速率越大。由于试验误差,造成 S_5 迁移速率较低。进入 K_3 阶段后,各组试验水体的电导率的增加值逐渐趋于零,达到稳定状态,表明盐分在分子扩散的作用下迁移的效果已趋于极限状态。

c. 试验结束后,用质量法测得各样本的底部土样的含盐量,并计算各样本的盐分迁移率(迁移出的可溶盐总量与初始可溶盐总量之比),按迁移率从小到大排列为 $S_1 < S_2 < S_3 < S_4 < S_5$,其迁移率依次为 59.5%、71.4%、84.5%、87.4%、87.9%(图 3),表明水体体积越大,盐分迁移率越高。对比各样本迁移率可知, S_5 比 S_4 的迁移率只增加 0.5 个百分点,从迁移效率来看,采用液固比为 10 时迁移效率较高。

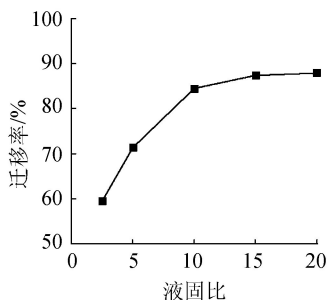


图 3 盐分迁移率与液固比关系曲线

在静置状态下,土壤中的可溶盐运移方式以分子扩散为主,土体与水体之间存在一定的浓度梯度,盐分在浓度梯度的作用下由高浓度向低浓度方向迁移,直至达到均匀分布。由上述试验结果可知,由于 S_1 的水体较少,相比其他各组试验,在相同迁移时间内,土体与水体之间的浓度梯度会较小,这种现象随着时间的推移会愈加明显,导致盐分迁移的驱动力较小,迁移速度较慢,迁移率较低。

3 室内一维土柱试验

为研究水力坡度对土壤盐分迁移速率的影响,设计了定水头土壤盐分动态迁移试验,即室内一维土柱试验。试验装置主要由:有机玻璃圆柱、溢流槽、烧杯、支架、电导率仪等组成,试验装置整体布局如图 4 所示。有机玻璃圆柱的高度为 80 cm,外径 10 cm,内径 8 cm。试验所取土样为淤泥质黏土,土样经过烘干后过 2 mm 标准筛,其主要离子组成及指标见表 2。

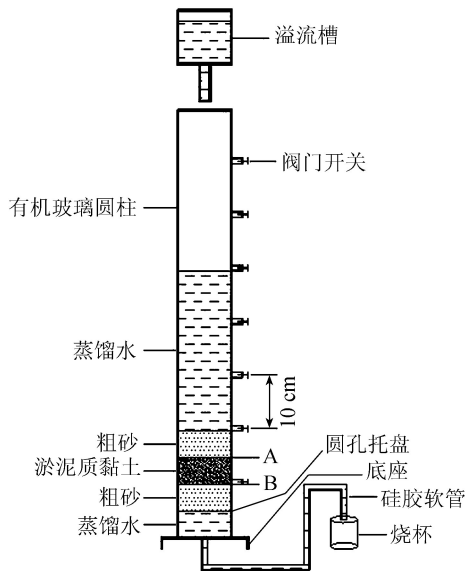


图 4 试验装置示意图

在充填土壤层和粗砂层时,为了使土壤层充分饱和,采用分层垫填、逐步饱和的方法。粗砂层和淤泥质黏土层的厚度均为 5 cm,每组试验所用的粗砂和土样的质量不变。试验通过改变阀门的开、关状态调节水体溢流口的高度,淤泥质黏土层层顶 A 点的水头分别为 15、35、55 cm,层底 B 点的水头为零, A、B 两点之间的水头差分别为 15、35、55 cm,水力坡度 I 分别为 3、7、11。试验时间共 30 d,试验数据监测的时间间隔为 1 d,试验结果见图 5~8。

分析试验数据得到以下结论:

a. 渗滤液含盐量的大小可以直接反映单位时间内迁移出的盐分多少,由此可知,土壤盐分迁移速度总体上可分为 4 个阶段:迅速增大、达到峰值、迅速减小、趋于平稳(以下记 L_1 、 L_2 、 L_3 、 L_4 ,如图 5 所示)。对比不同水力坡度下渗滤液含盐量峰值到达时间,当水力坡度 I 分别为 3、7、11 时,峰值到达时

表 2 土样主要离子组成及指标

土壤类型	含盐量/%	pH	离子组成/(mmol · L ⁻¹)								
			K ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻
淤泥质黏土	1.15	7.38	1.69	0.87	35.52	2.48	75.32	3.24	0.09	0.68	0.68

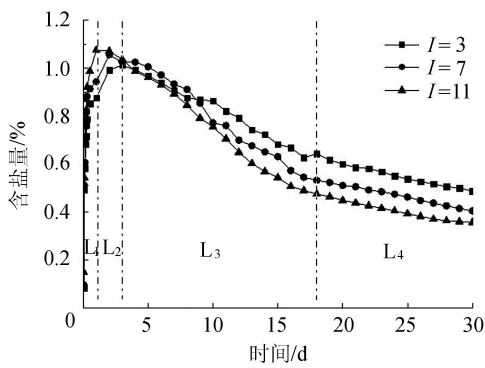


图5 不同水力坡度下渗滤液含盐量变化曲线

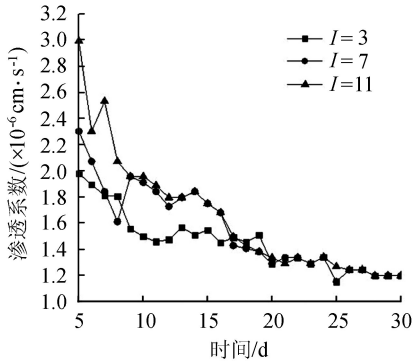


图6 不同水力坡度下土体渗透系数变化曲线

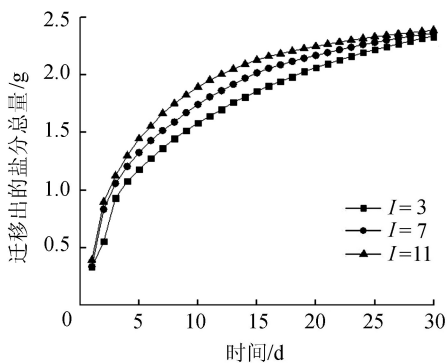


图7 不同水力坡度下盐分迁移总量变化曲线

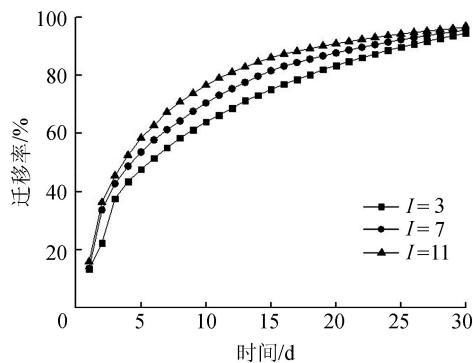


图8 不同水力坡度下盐分迁移率变化曲线

间分别为3、2、1 d,表明水力坡度越大,渗滤液含盐量的峰值达到时间越短,即从渗透开始至到达峰值的时间段内,水力坡度越大,盐分迁移的速度越快。

b. 随着时间的推移,在水压力的作用下,土体进一步压实并饱和,渗透系数逐渐减小。如图6所

示,在0~15 d时间段内,当水力坡度 I 分别为3、7、11时,渗透系数平均值分别为 1.646×10^{-6} 、 1.878×10^{-6} 、 2.081×10^{-6} cm/s,在16~30 d时间段内,当水力坡度 I 分别为3、7、11时,渗透系数平均值分别为 1.329×10^{-6} 、 1.341×10^{-6} 、 1.354×10^{-6} cm/s。由于每次装填土样的密实度有所差别,在试验过程中会产生压缩变形,随着时间的推移渗透系数逐渐减小直至稳定。到第30天时,不同水力坡度下土体的渗透系数均稳定在 1.197×10^{-6} cm/s。盐分在黏土层中迁移的过程中,除了机械弥散和分子扩散外,还包括土壤固体颗粒表面对盐分的吸附、沉淀,水对固体骨架的溶解及离子交换等作用^[9]。渗透系数越大,单位时间内通过淤泥质黏土层的水量越多,溶解及离子交换作用就越显著。当渗流速度较快时,机械弥散作用较明显,当渗流速度较慢时,分子扩散作用较明显。

c. 当渗滤液含盐量达到峰值后,单位时间内迁移出的盐分迅速减少。图7表示的是不同水力坡度下迁移出的可溶盐总量随时间变化的过程,取曲线上任意相邻两点的斜率即表示单位时间内迁移出的可溶盐总量。计算可知,在0~15 d时间段内,当水力坡度 I 分别为3、7、11时,盐分迁移速率平均值分别为0.1240、0.1346、0.1421 g/d,表明水力坡度越大,单位时间内迁移出的可溶盐总量越多,迁移速率越快。在16~30 d时间段内,当水力坡度 I 分别为3、7、11时,盐分迁移速率平均值分别为0.0319、0.0230、0.0172 g/d,表明水力坡度越大,单位时间内迁移出的可溶盐总量越少,迁移速率越慢。一方面,由于土体中可溶盐总量是一定的,水力坡度较大时,前期盐分迁移速率较快,土体中剩余的盐分总量较少,后期自然迁移出的盐分较少,迁移速率减慢;另一方面,随着渗透系数的减小,渗流速度逐渐减小,机械弥散作用减弱,分子扩散作用增强,当水力坡度较大时,后期土体与水体之间的浓度梯度相对较小,导致盐分迁移速率较慢。

d. 如图7所示,不同水力坡度下迁移出的可溶盐总量基本一致,水力坡度 I 分别为3、7、11时,第30天迁移出的可溶盐总量分别为2.3395、2.3651、2.3896 g,淤泥质黏土层初始可溶盐总量是2.4725 g,计算可知,迁移率分别为94.62%、95.66%、96.65%。如图8所示,在0~30天时间段内,截取任一时间剖面,迁移率与水力坡度均成正相关关系。由于进入第30 d后,渗流速度很小,盐分迁移主要靠分子扩散作用,故土体中残余的盐分很难迁移出来。按照盐土重量比划分标准:含盐量小于0.1%时为非盐渍化土壤,0.1%~0.2%时为轻度盐渍化,0.2%~

0.4%时为中度盐渍化,0.4%~1%时为重度盐渍化,含盐量大于1%时为盐土^[10]。水力坡度 I 分别为3、7、11时淤泥质黏土层达到非盐渍化标准所需时间分别为27、24、21 d,故从迁移效率来看,水力坡度越大,迁移效率越高。

对于一维水动力弥散,不考虑孔隙介质的吸附,即阻滞系数 $R_d=1$,则有^[11]:

$$\rho(x,t) = \frac{m/w}{2n\sqrt{\pi D_L t}} e^{-\frac{(x-u)^2}{4D_L t}} \quad (2)$$

式中: m 为投入示踪剂的质量(这里为初始可溶盐总量), g ; w 为黏土层的横截面积, cm^2 ; n 为孔隙度,无量纲; D_L 为一维水动力纵向弥散系数, cm^2/s ; x 为流径, cm ; t 为时间, s ; ρ 为流径 x 处 t 时刻溶液中溶质的质量浓度, g/mL ; v 为渗流速度, cm/s 。

由于在试验过程中,渗流速度 v 是时间变量,计算时取20~30 d时间段的平均渗流速度。据公式(2)计算得出,在20~30 d时间段内,当水力坡度 I 分别为3、7、11时,水动力纵向弥散系数分别为 1.1817×10^{-6} 、 1.3229×10^{-6} 、 $1.4653 \times 10^{-6} cm^2/s$,表明水动力纵向弥散系数与水力坡度成正相关关系。由水动力纵向弥散系数和水流实际流速可以求出弥散度。弥散度是表征含水层中介质弥散特征的重要参数,具有尺度效应性质,它反映了含水层介质空间结构的非均质性^[12]。弥散度的计算公式如下:

$$\alpha_L = \frac{D_L}{u} = n \frac{D_L}{v} \quad (3)$$

式中: α_L 为弥散度, cm ; u 为水流实际流速, cm/s 。

据式(3)计算得出弥散度为0.77 cm,且不同水力坡度下计算得出的弥散度大小一致,表明弥散度的大小完全取决于含水介质的性质,与水力坡度、水流速度等无关。由于试验所用的土样经过烘干后过2 mm标准筛,粒径级配较差,而野外条件下介质的不均一性及研究尺度变大,故室内试验得出的弥散度要远小于野外实测值。对比国内外在不同试验尺度下测得的弥散度数据^[12],按试验粒径范围为 $10 \sim 10^5 m$ 计算,室内试验得出的弥散度比野外实测值要小2~6个数量级。

为了研究弥散系数与速度分布和分子扩散之间的关系,人们通过大量在未固结的多孔介质中的实验,得到了如图9所示的标准曲线^[9]。图9中纵坐标是从实验室得到的纵向弥散系数 D_L 与溶质在所研究的液相中的分子扩散系数 D_d 的比值,横坐标是一个无量纲量。

$$P_e = \frac{ud}{D_d} \quad (4)$$

式中: P_e 为Peclet数; d 为多孔介质的某种特征长

度,如多孔介质的平均粒径, cm ; D_d 为溶质在所研究的液相中的分子扩散系数, cm^2/s 。 P_e 为实际流速和分子扩散系数相比的相对大小。根据曲线的变化情况大致可以分为5个区。

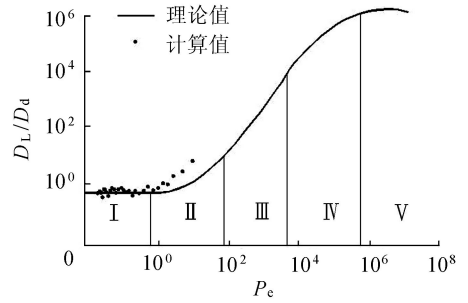


图9 分子扩散和水动力弥散间的关系

由于试验条件的限制,难以得出盐分在黏土层中的分子扩散系数,采用经验值 $D_d = 7.9 \times 10^{-7} cm^2/s$ ^[13], d 取0.2 cm。计算得出,在一维水动力弥散情况下,淤泥质黏土层中溶质分子扩散和水动力弥散的关系以I、II区为主(图9)。当水流实际流速小于 $1.58 \times 10^{-6} cm/s$ 时,对应曲线上的I区,对应的时间段为16~30 d,盐分迁移方式以分子扩散为主。当水流实际流速大于 $1.58 \times 10^{-6} cm/s$ 时,对应曲线上的II区,对应的时间段为0~15 d,此时机械弥散与分子扩散达到相同的数量级,应研究两者之和。

在土壤盐分动态迁移试验过程中,盐分迁移方式以分子扩散和机械弥散为主。当盐分进入含水层系统后,随即有沿着地下水流动方向扩展的纵向弥散和垂直于地下水流动方向扩展的横向弥散^[14],这里横向弥散对试验结果的影响较小,可忽略不计。分析试验结果可知,水力坡度越大,水动力弥散越显著,盐分迁移速度越快。渗流速度对盐分迁移速度影响显著。在0~15 d时间段内,渗流速度较大,单位时间内盐分迁移量较大,盐分迁移方式以分子扩散和机械弥散为主。在16~30 d时间段内,渗流速度减小并趋于稳定,单位时间内盐分迁移量随之减小,迁移出的盐分总量也趋于定值,盐分迁移方式以分子扩散为主。

4 结论

a. 在静置状态下,土壤中的可溶盐运移方式以分子扩散为主。在相同迁移时间内,水体体积越多,盐分迁移速率越大,水体中所溶解的可溶盐总量越多,盐分迁移率越高。

b. 在一维水动力弥散情况下,盐分迁移方式以机械弥散和分子扩散为主。在盐分迁移初期,水力坡度越大,盐分迁移速率越大,盐分迁移方式以分子扩散和机械弥散为主。在盐分迁移后期,水力坡度

越大,盐分迁移速率越小,盐分迁移方式以分子扩散为主。但是总体来看,在相同迁移时间内,当水力坡度越大时,渗流速度越大,水动力弥散作用越显著,盐分迁移的速度越快,盐分迁移的效率越高。

c. 淤泥质黏土由于其弱渗透性,盐分迁移的速度很缓慢。对比土壤盐分静态和动态迁移试验结果,静态迁移方式适用于土壤盐分分布较浅、附近有大量优质水源的地区,而动态迁移方式用水量较少,不同水力坡度下盐分迁移率接近一致,适用于土壤盐分分布较深的地区。

参考文献:

[1] 彭建,王仰麟. 我国沿海滩涂景观生态初步研究[J]. 地理研究, 2000, 19(3): 249-256. (PENG Jian, WANG Yanglin. Preliminary studies on the landscape ecology of coastal tidal flats in China [J]. Geographic Research, 2000, 19(3): 249-256. (in Chinese))

[2] 付腾飞. 滨海盐渍土水盐运移过程实时自动监测研究[D]. 青岛:中国海洋大学, 2012: 1-13.

[3] LI L, ZHU J R, WU H. Impacts of wind stress on saltwater intrusion in the Yangtze Estuary[J]. Science China, 2012, 55(7): 1178-1192.

[4] ZHOU W, WANG D X, LUO L. Investigation of saltwater intrusion and salinity stratification in winter of 2007/2008 in the Zhujiang River Estuary in China [J]. Acta Oceanologica Sinica, 2012, 31(3): 31-46.

[5] CHENG Q, ZHU J R, GU Y L. Impact of seasonal tide variation on saltwater intrusion in the Changjiang River estuary [J]. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 2012, 30(2): 342-351.

[6] 刘虎, 黄明勇, 尹春艳, 等. 蒸发条件下脱盐吹填土的水盐动态[J]. 水土保持学报, 2010, 24(2): 87-91. (LIU Hu, HUANG Mingyong, YIN Chunyan, et al. Water and salt dynamics of soil under evaporation[J]. Soil and Water

Conservation, 2010, 24(2): 87-91. (in Chinese))

[7] 池云飞. 台州湾岸滩演变分析及其滩涂围垦的可持续研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2010: 7-10.

[8] 刘广明, 杨劲松. 土壤含盐量与土壤电导率及水分含量关系的试验研究[J]. 土壤通报, 2001, 32(增刊1): 85-87. (LIU Guangming, YANG Jinsong. The relationship between salt content of soil and soil conductivity and moisture content of soil [J]. Soil Bulletin, 2001, 32 (sup1): 85-87. (in Chinese))

[9] 周志芳, 王锦国. 地下水水力学[M]. 北京: 科学出版社, 2013: 153-168.

[10] 王美丽, 李军, 岳甫均, 等. 天津盐渍化农田土壤盐分变化特征[J]. 生态学杂志, 2011, 30(9): 1949-1954. (WANG Meili, LI Jun, YUE Fujun, et al. Change characteristics of soil salt content in salinized farmlands in Tianjin [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(9): 1949-1954. (in Chinese))

[11] 花芳. 水平单裂隙溶质运移弥散系数及其尺度效应实验研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2010: 14-16.

[12] 成建梅. 考虑可信度的弥散度尺度效应分析[J]. 水利学报, 2002, 33(2): 90-94. (CHENG Jianmei. Considering the scale effect of the dispersion of credibility [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2002, 33(2): 90-94. (in Chinese))

[13] 胡中雄, 李向约, 周建敏, 等. 击实黏性土分子扩散系数的测定[J]. 岩土工程学报, 1994, 16(6): 132-139. (HU Zhongxiong, LI Xiangyue, ZHOU Jianmin, et al. Determination of molecular diffusion coefficient of compacted cohesive soil [J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 1994, 16(6): 132-139. (in Chinese))

[14] 王秉忱, 杨天行, 王宝金, 等. 地下水污染地下水水质模拟方法[M]. 北京: 北京师范学院出版社, 1985: 80-85.

(收稿日期: 2015-06-06 编辑: 王芳)

(上接第 120 页)

[7] 逢勇, 颜润润, 余钟波, 等. 风浪作用下的底泥悬浮沉降及内源释放量研究[J]. 环境科学, 2008, 29(9): 2456-2464. (PANG Yong, YAN Runrun, YU Zhongbo, et al. Suspension-sedimentation of sediment and release amount of internal load in Lake Taihu affected by wind [J]. Environmental Science, 2008, 29(9): 2456-2464. (in Chinese))

[8] 范成新, 张路, 秦伯强, 等. 风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算[J]. 中国科学(D辑), 2003, 33(8): 760-768. (FAN Chengxin, ZHANG Lu, QIN Boqiang, et al. Estimation of dynamic release of phosphorous in suspended particles under wind waves in Taihu Lake [J]. Scientia Sinica Terrae, 2003, 33(8):

760-768. (in Chinese))

[9] VIJVERBERG T, WINTERWERP J C, AAMINKHOF S G J, et al. Fine sediment dynamics in a shallow lake and implication for design of hydraulic works [J]. Ocean Dynamics, 2010, 61(2/3): 187-202.

[10] KELDERMAN P, ANGWEYA R O, ROZARI P D, et al. Sediment characteristics and wind-induced sediment dynamics in shallow Lake Markermeer, the Netherlands [J]. Aquatic Sciences, 2012, 74(2): 1-13.

[11] SHENG Y P, LICK W. The transport and resuspension of sediments in a shallow lake [J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 1979, 84(C4): 1809-1826.

(收稿日期: 2015-03-12 编辑: 王芳)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.027

潭江泗合水流域降雨径流非点源污染特征分析

冯麒宇, 胡海英, 黄国如

(华南理工大学土木与交通学院, 广东 广州 510640)

摘要:以广东省江门市潭江泗合水流域为研究对象,对2014年5月两场降雨事件的水质、水量进行同步监测,研究降雨径流条件下非点源污染物的输出机理和时空变化规律。结果表明:BOD₅、TN和TP表现出明显的初期冲刷效应;输出污染物中可溶性磷占TP比例较大,NH₃-N在径流前半段表现出初期冲刷效应,后半段其质量浓度与径流量呈负相关关系;COD_{Mn}质量浓度呈波浪锯齿状变化,后期质量浓度变化受到壤中流主导退水过程的影响;各污染物通量变化趋势和径流量变化趋势大体相同,两者相关性显著;各污染物的输出质量浓度与TSS输出质量浓度无明显的相关性,表明悬浮物对其他污染物输出质量浓度的贡献相对较小。最后,根据实验结果以及实践经验提出流域管理建议。

关键词:降雨径流监测;非点源污染;特征分析;初期冲刷效应;泗合水流域

中图分类号:TV122 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2016)03-0143-06

Analysis of characteristics of non-point source pollution in rainfall-runoff process in Siheshui Watershed of Tanjiang Valley

FENG Qiyu, HU Haiying, HUANG Guoru

(School of Civil Engineering and Transportation, South China University of Technology, Guangzhou 510640, China)

Abstract: The Siheshui Watershed of the Tanjiang Valley, located in Jiangmen City, Guangdong Province, was used as the research region. Simultaneous monitoring of water quality and quantity during two rainfall events that occurred in May 2014 was conducted in order to study the characteristics and temporal and spatial variation of non-point pollutant emission in the rainfall-runoff process. The results show that the concentrations of pollutants such as BOD₅, TP, and TN were high at the preliminary stage of the rainfall-runoff process, indicating a significant first flush effect. Soluble phosphorus accounted for a large proportion of the total phosphorus. The concentration of ammonia exhibited a first flush effect during the first half of the runoff process, and was negatively correlated with the volume of runoff during the second half of the process. The concentration of COD_{Mn} showed a wavy and jagged change trend, and in the later period the concentration was influenced by the water withdrawal process dominated by the interflow. The pollutant flux and the volume of runoff had an approximately identical change trend, and a remarkable correlation between them was detected through statistical analysis. There was no significant correlation between the output concentration of TSS and the concentrations of other pollutants, indicating that the suspended solids made a small contribution to the output concentrations of other pollutants. Based on experimental results and practical experience, recommendations are given for the basin's management.

Key words: rainfall-runoff monitoring; non-point source pollution; characteristic analysis; first flush effect; Siheshui Watershed

基金项目:国家自然科学基金(51209096);中央高校基本科研业务费专项(2015ZM110)

作者简介:冯麒宇(1991—),男,硕士研究生,研究方向为水文学及水资源。E-mail: 394963409@qq.com

通信作者:胡海英,讲师,博士。E-mail: ethyhu@scut.edu.cn

农业非点源污染因为其随机性、滞后性、不确定性和隐蔽性等特点越来越成为影响水体质量的重要因素。氮、磷作为农田周边水体富营养化的驱动因子,国内外学者很早就针对其在流域内的排放过程和迁移规律做了大量的监测及模型研究,并强调控制农村非点源污染的重要性^[1-2]。李长嘉等^[3]在晋江西流域对茶园和裸地的径流产沙及氮、磷流失过程进行对比实验,得到2年茶园,4年茶园、裸地在污染物流失量上的差异;蒋锐等^[4-5]在四川盆地紫色土丘陵地区探讨了氮、磷的浓度、形态随降雨径流变化,发现氮素迁移前期以PN为主,后期以NN为主,而磷素主要以地表径流迁移的PP为主,且土壤侵蚀对磷素流失起主导作用;盛海峰等^[6]采用野外采样和室内实验结合的方法,在宜兴梅林小流域发现悬浮态磷与可溶性磷占TP百分比与下垫面和植被等因素有关,磷素淋溶主要是可溶性磷,且峰值滞后于降雨;其他学者还在沂蒙山区孟良崮小流域^[7]、山西省岔口小流域^[8]、太湖流域^[9]等地区探讨了不同雨强、不同前期影响雨量对氮、磷输出负荷的影响以及季节因素对氮、磷输出的影响。但是针对南方地区,特别是广东沿海一带的典型小流域,大多数研究是基于模型的模拟以及负荷核算^[10-11],有关野外监测的非点源流失规律研究并不多^[12],尤其是针对泥沙、BOD₅、COD_{Mn}、TP、TN和NH₃-N等6种污染物的全面分析更加少见。

笔者以广东省江门市潭江泗合水流域为研究对象,对该流域2014年5月的两场降雨事件进行水质、水量同步监测。结合前人在类似流域的研究,分析降雨径流中主要污染物的浓度及通量与径流量、降雨等环境因素的关系,总结降雨径流条件下非点源污染物的输出机理和时空变化规律,为流域非点源污染的治理提供科学依据。

1 研究流域概况

泗合水流域地处广东省江门市潭江最大支流镇海水的上游,呈西北往东南方向倾斜,流域面积131 km²,山峦重叠,森林覆盖率81.5%,主河长约26 km,河床比降0.281%。流域属亚热带季风气候,雨量充足,多年平均气温23℃,多年平均降雨量1661.1 mm,主要集中在4—9月,多年平均径流量1.1453亿 m³,多年平均蒸发量877.7 mm。流域内土地利用类型大致分为林地、耕地、草地、建设用地等。

双桥水文站是泗合水小流域的出口控制站,建于1958年7月,地理坐标东经112°34′34″,北纬22°35′20″,位于鹤山市双合镇双桥圩。自建站以来该站一直系统地收集水位、流量、降雨量、蒸发等水文

资料和水质资料。

2 研究方法

2.1 水样采集

在泗合水流域出口双桥水文站处设立监测断面,于2014年5月对流域两次降雨过程进行包括水位、流量、降雨量、各污染物输出浓度的同步监测。

采样装样方法:降雨事件中,样品的采集频率视降雨量大小而定,在流域开始产流时即开始采样,采样时间间隔一般为1 h,若遇到高强度的降雨,则加密至30 min一次,若降雨强度降低则适当延长至2 h一次。受流域汇流时间影响,采样需持续至洪峰回落后的若干小时。

水样中各污染物的测定方法:BOD₅用差压法,COD_{Mn}用高锰酸盐指数法,TSS用重量法,TP用过硫酸钾消解-钼锑抗分光光度法,TN用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法,NH₃-N用纳氏试剂比色法。通过监测,共获取两场(洪号分别为20140504,20140520)较为完整的暴雨径流分析数据,降雨事件各要素特征见表1。

表1 降雨事件各要素特征

降雨事件	径流发生时段	累积降雨量/mm	径流深/mm	历时/h
20140504	2014年5月4日23:40至 2014年5月6日2:10	61.1	13.4	26.5
20140520	2014年5月20日14:10至 2014年5月21日13:00	33.3	9.8	22.8

2.2 数据分析方法

2.2.1 平均浓度法

用径流中某种污染物的质量除以总的径流量可得到平均浓度,计算公式^[7]为

$$\bar{\rho} = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^T \rho_t Q_t dt}{\int_0^T Q_t dt} = \frac{\sum_0^T \rho_t Q_t \Delta t}{\sum_0^T Q_t \Delta t} \quad (1)$$

式中: $\bar{\rho}$ 为整个径流过程中流量加权平均浓度; M 为径流全过程某种污染物的总质量; V 为某场降雨的总径流量体积; T 为总的径流时间; t 为径流过程某一时刻; Q_t 为随时间 t 变化的径流量; ρ_t 为随时间 t 变化的某种污染物浓度; Δt 为时间间隔。

2.2.2 通量分析

假定各时段的水质和水量不变,用各时段的污染物浓度乘以径流量可得到时段内的污染物输出量 W 。

$$W = \sum Q_i C_i \quad (2)$$

式中: Q_i 为第 i 小时内的径流量; C_i 为第 i 小时内的污染物浓度。

3 结果与分析

3.1 降雨径流中污染物质量浓度水平

两场降雨事件过程中污染物输出质量浓度值见表2。降雨事件中地表径流主要污染物 BOD₅、COD_{Mn}、TSS、TP、TN 和 NH₃-N 的平均质量浓度分别为 12.4 mg/L、5.8 mg/L、145 mg/L、0.55 mg/L、3.13 mg/L 和 1.44 mg/L,当地表水 TP 质量浓度达 0.9 ~ 1.8 mg/L、TN 质量浓度达 0.9 ~ 3.5 mg/L 时,可造成水生生物生长旺盛^[13],所以泗水流域径流污染物质量浓度已影响到该流域水环境质量。

由表2可见,20140520 次降雨事件中大部分污染物(BOD₅、COD_{Mn}、TN 和 NH₃-N)的平均输出质量浓度($\bar{\rho}$)比 20140504 次降雨事件要小。可能的原因是:20140520 次降雨事件中前期影响雨量更大,先前累积的地表污染物经前期降雨径流冲刷已部分流失,而且此次降雨的平均雨强较前一场小,地表冲刷力减弱,所以污染物平均输出浓度就更小。此外,TSS 的 $\bar{\rho}$ 表现出相反结果,参考 2011 年姚锡良等^[10]于此流域所测 5 场降雨数据,TSS 质量浓度值在暴雨径流中都表现出比较大的波动性,因为非溶解性小颗粒在河道中呈悬浮式迁移,其过程受径流量、降雨冲刷力和水环境等因素的多重影响,不能仅凭平均雨强来判断泥沙输出的多少。

3.2 污染物质量浓度与径流量变化特征

选取 20140520 降雨事件来分析降雨径流过程的污染物输出特征。流域出口流量与降雨量变化过程之间的关系见图1。由图1可知,20140520 次降雨事件的降雨从 5 月 20 日 13:00 开始,14:00 降雨量达到最大值,相应的径流量在 17:00 左右达到峰值,比最大降雨量滞后 3 h 出现。分别作出径流量同各种污染物质量浓度变化关系曲线(图2)。

20140520 次降雨事件降雨前河道流量约为 3.75 m³/s, 污染物 BOD₅、COD_{Mn}、TSS、TP、TN 和 NH₃-N 的平均质量浓度分别为 7.8 mg/L、4.3 mg/L、33 mg/L、0.13 mg/L、2.76 mg/L、1.18 mg/L。由图2可见,20140520 次降雨事件中的 BOD₅、TP 和 TN 质

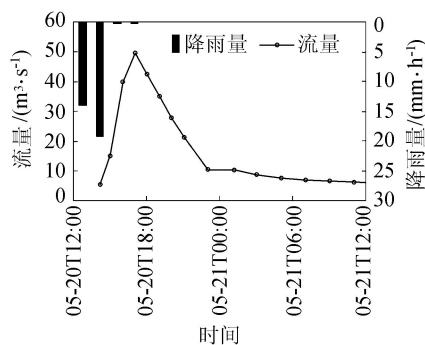


图1 20140520 场降雨事件出口流量与降雨量变化过程

量浓度随时间变化的趋势大体相同,具有明显的初期冲刷效应,其质量浓度最大值均出现在降雨发生后 1 ~ 2 h,且比最大流量值出现时间提前 1 h 左右。原因是前期地表污染物累积量大,径流对污染物的侵蚀和冲刷使其质量浓度升高并迅速达到峰值,随着径流量的增大其稀释作用又占据了主导地位,污染物质量浓度逐渐降低。

其中,BOD₅ 初期冲刷现象比较明显,与姚锡良等^[10]在此流域做过的类似研究的结果不一致,分析知姚锡良等^[10]所测 20110516 次降雨事件中前期影响雨量较大且降雨强度不高,所以前期累积 BOD₅ 不多、冲刷效果不够明显,质量浓度变化过程呈波浪状,没有表现出明显的初期冲刷效应。图2中 TP 质量浓度在 5 月 20 日 18:00 左右出现一个急剧下滑点,此点也正是流量的峰值点,参考李开明等^[11]利用 AnnAGNPS 模型在此流域模拟的 TP 负荷空间分布,流域中下游因为人口密度大,集中了绝大部分的 TP 负荷,而此区域土地经常翻耕、施肥,表层磷质量浓度高,又因为地形相对较缓,产流带走泥沙较少,所以可溶性磷比例较大,这与盛海峰等^[6]在宜兴梅林小流域得出的结论类似。加之大部分可溶性磷在降雨前期就已随地表径流进入河道,当流量迅速达到峰值时,其流失、扩散速度陡增,质量浓度值就会出现凹点。

对于 NH₃-N 的质量浓度变化,不仅发现其前半段具有明显的初期冲刷效应,还发现其后半段与流量呈明显的负相关关系,这与姚锡良等^[10]在此流域所得结论不完全一致。可解释为前期河道中的

表2 降雨事件径流污染物输出质量浓度

降雨事件	平均雨强/ (mm · h ⁻¹)	前一天降雨 深度/mm	质量浓度 统计	$\rho(\text{BOD}_5)/$ (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/$ (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{TSS})/$ (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{TP})/$ (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{TN})/$ (mg · L ⁻¹)	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/$ (mg · L ⁻¹)
			$\bar{\rho}$	14.7	6.31	112	0.51	3.44	1.57
20140504	12.2	0.6	最小值	9.6	4.1	10	0.31	2.89	1.17
			最大值	17.6	7.9	327	0.84	4.95	3.59
			$\bar{\rho}$	10.1	5.29	179	0.58	2.82	1.30
20140520	8.3	8	最小值	4.1	4.10	14	0.16	1.96	0.84
			最大值	21.4	7.10	376	1.66	3.92	2.13
降雨事件径流污染物平均输出质量浓度				12.4	5.80	145	0.55	3.13	1.44

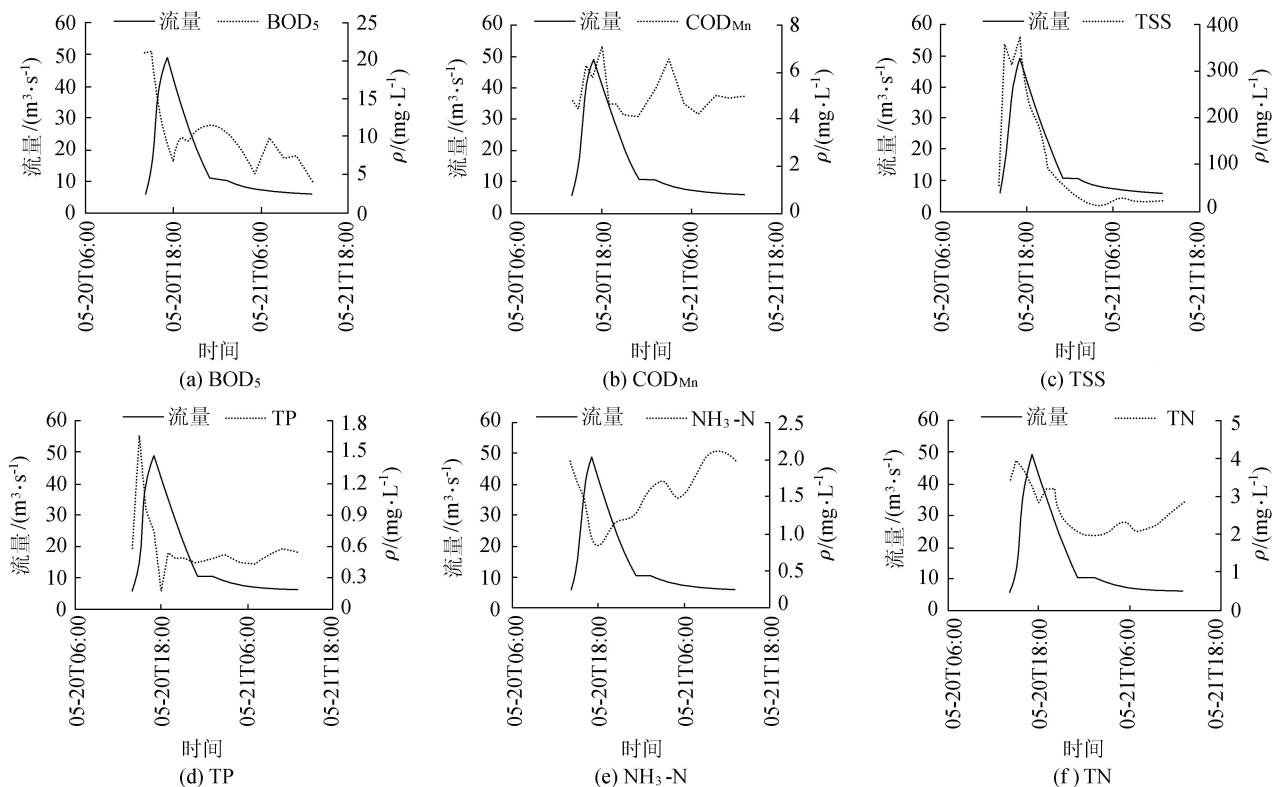


图2 20140520次降雨事件流量与各类污染物质量浓度变化过程

$\text{NH}_3\text{-N}$ 大部分来自于浅层地表且较早进入河道,因为“冲洗”及“稀释”作用表现出初期冲刷效应;但是到了后期,雨水对泥沙的持续侵蚀使得土壤中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 也流失于河道中,加之径流量减小,所以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度在后期明显上升,这同闫瑞等^[8] 在岔口小流域所得到 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的变化规律类似。TN 质量浓度在后期上升也是受到 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度上升的影响。

TSS 质量浓度变化的总体趋势与径流量基本保持一致,TSS 输出质量浓度值和流量同时达到峰值,然后随径流减少而降低,说明径流量对泥沙的输出具有主导作用。 COD_{Mn} 的质量浓度呈波浪锯齿状变化,这与李定强等^[12] 在广东省东江流域做过的类似研究不一致,但是通常情况下 COD_{Mn} 在各场降雨中峰值出现的时间和随径流变化的规律受到土地利用类型、人类活动等因素的复杂影响,很难表现出统一性^[14];而本次降雨后期 COD_{Mn} 质量浓度再次出现高值,这应该与壤中流主导退水过程有关,较高的森林覆盖率使得该流域土壤中有机物质量浓度较高,土壤水中较高的有机物质量浓度对 COD_{Mn} 质量浓度后期的变化产生了影响。

3.3 污染物通量负荷与径流变化特征

通过对各污染物通量进行计算,进一步分析污染物通量负荷与径流的关系特征。由图3可见, BOD_5 、 COD_{Mn} 、TP、TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染物通量随时间

的变化趋势和径流量变化趋势大体相同,其同步性优于污染物质量浓度与径流过程;而且各污染物通量峰值几乎与径流量峰值同时达到,说明污染物通量过程主要由流量过程所控制。20140520次降雨事件中 TP 的通量变化曲线存在一个较大的锯齿状波动,分析知 TP 通量受到流量和质量浓度过程的共同影响,TP 质量浓度在 18:00 左右出现一个急剧下滑点,这造成了 TP 通量的显著波动。

3.4 污染物质量浓度及通量与径流量相关分析

利用 Pearson 相关分析法对两场降雨事件的污染物质量浓度和通量与流量进行相关分析,结果如表3所示。由表3可见,两场降雨事件中,污染物 TSS 的质量浓度与流量的相关性较好,其次是 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN,污染物 BOD_5 、 COD_{Mn} 和 TP 的质量浓度与径流量的相关关系不明显。此外,各污染物通量与径流量的相关系数大部分大于 0.9,且均为正数,表明两者的相关性非常显著,即径流量对污染物通量的变化起重要作用。

3.5 各污染物质量浓度与 TSS 质量浓度相关性分析

利用 Pearson 相关分析法分析两场降雨事件地表径流中 BOD_5 、 COD_{Mn} 、TP、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 与 TSS 输出质量浓度的相关性,结果如表4所示。由表4可见,20140520次降雨事件中, TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 与 TSS 输出质量浓度具有一定的相关性,但相关系数不高, BOD_5 、 COD_{Mn} 与 TSS 输出质量浓度的关系不明显。20140504次降雨事件中,各污染物的输出质量浓度

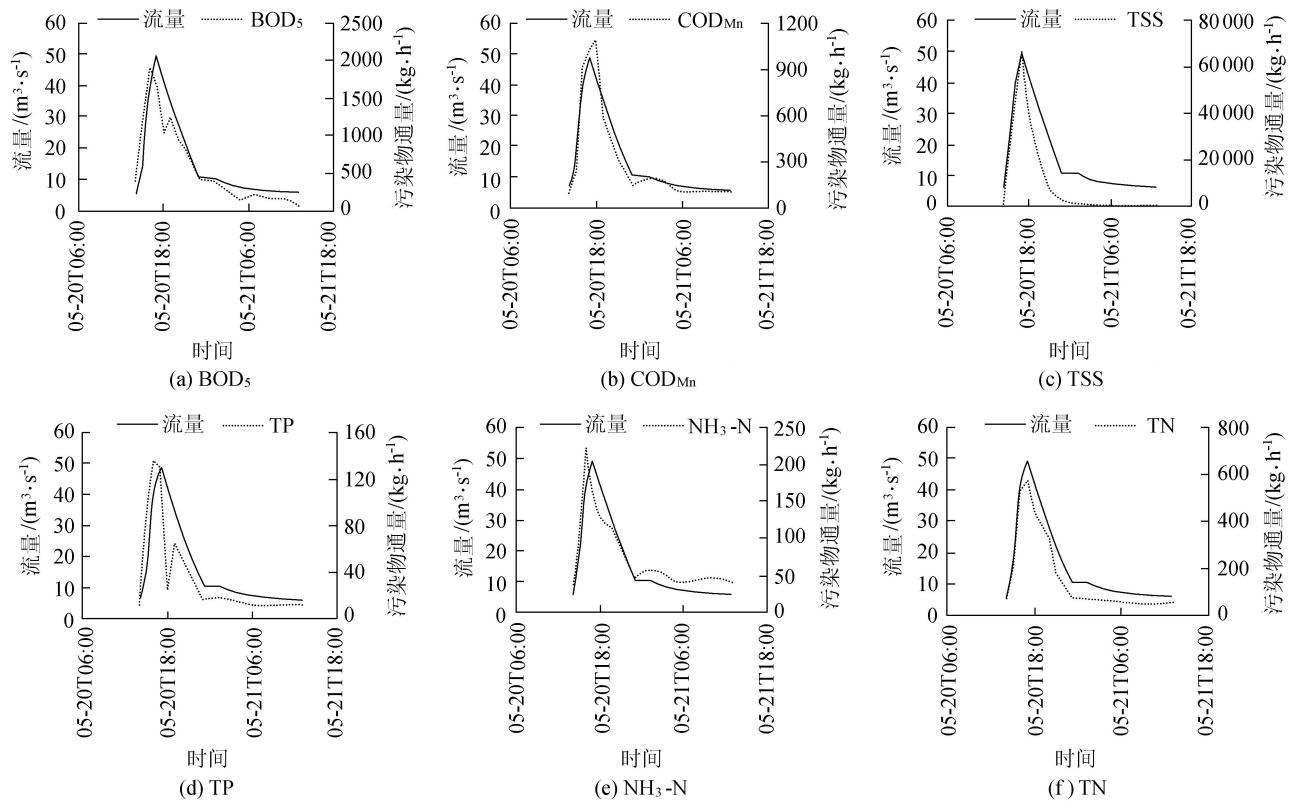


图3 20140520 场降雨事件流量与各类污染物通量变化过程

表3 污染物质量浓度及通量与流量相关分析

降雨事件	指标	BOD ₅	COD _{Mn}	TSS	TP	TN	NH ₃ -N
20140504	流量与质量浓度	-0.253	0.153	0.575 **	0.400	-0.599 **	-0.652 **
	流量与通量	0.986 **	0.972 **	0.690 **	0.924 **	0.993 **	0.971 **
20140520	流量与质量浓度	-0.028	0.479	0.835 **	0.046	0.504 *	-0.801 **
	流量与通量	0.902 **	0.974 **	0.947 **	0.768 **	0.985 **	0.909 **

注: * 表示显著性水平 $p < 0.05$, ** 表示显著性水平 $p < 0.01$ 。

表4 降雨事件中污染物质量浓度与 TSS 质量浓度的相关系数

降雨事件	BOD ₅	COD _{Mn}	TP	TN	NH ₃ -N
20140504	-0.138	0.408	0.363	-0.444	-0.406
20140520	0.362	0.310	0.557 *	0.778 **	-0.577 *

注: * 表示显著性水平 $p < 0.05$; ** 表示显著性水平 $p < 0.01$ 。

与 TSS 输出质量浓度无明显的相关性,表明悬浮物对 BOD₅、COD_{Mn}、TN、NH₃-N、TP 输出质量浓度的贡献相对较小。由于降雨期间流域污染物的分布与构成具有空间异性,加之流域中不同地点同一时刻形成的径流汇集到监测断面所需的汇流时间也不同,以及一些人为和非人为因素的影响,各污染物输出质量浓度之间的关系就更加复杂。

4 结论

a. 降雨事件中前期影响雨量越小、平均雨强越大,产生的径流污染物平均输出质量浓度越大,初期冲刷效应更加明显。

b. BOD₅、TP 和 TN 表现出明显的初期冲刷效应,TP 质量浓度值在流量峰值处出现凹点,主要是

可溶性磷占 TP 比例较大,且大部分已于前期进入河道,当流量迅速增大时,磷素流失、扩散也会加剧; TSS 输出过程主要受径流量的主导。

c. NH₃-N 的质量浓度变化,其前半段具有明显的初期冲刷效应,后半段与径流量呈明显的负相关关系,主要原因是后期雨水对泥沙的持续侵蚀使得土壤中的 NH₃-N 也进入河道,加之径流量减小; COD_{Mn} 质量浓度呈波浪锯齿状变化,其规律在各次降雨中很难表现出一致性,后期质量浓度变化受到壤中流主导退水过程的影响。

d. 各污染物通量变化趋势和径流量变化趋势大体相同,两者相关性显著;各污染物的输出质量浓度与 TSS 输出质量浓度无明显的相关性,表明悬浮物对其他污染物输出质量浓度的贡献相对较小。

5 流域管理建议

a. 合理规划、利用土地资源,保持森林覆盖率,减少水土流失;减少农作物翻耕、施肥的次数,增加化肥利用效率,避免雨前施肥。

b. 截获一定比例的初期径流能够有效减少 BOD₅、TP 和 TN 的输出,截获一定比例的后 期径流对 NH₃-N、TN 的减控也具有重要意 义,可针对性地在流域中布置明槽、沟渠等 截流设施。

c. 在人口密度较大的流域中下游做好宣 传教育工作,禁止靠近河湖耕作,在雨季做 好牲畜及其粪便的管理,禁止生活垃圾直 接排入河道。

参考文献:

[1] ZHU Bo, WANG Zhenhua, ZHANG Xinbao. Phosphorus fractions and release potential of ditch sediments from different land uses in a small catchment of the upper Yangtze River [J]. Journal of Soils and Sediments, 2012, 12 (2): 278-290.

[2] ONELEY E D, ZHANG Xiaolan, YU Tao. Current status of agricultural and rural non-point source pollution assessment in China [J]. Environmental Pollution, 2010, 158: 1159-1168.

[3] 李长嘉, 潘成忠, 滕彦国. 晋江西流域茶园降雨径流产污特征 [J]. 环境工程学报, 2013, 7 (8): 2909-2914. (LI Changjia, PAN Chengzhong, TENG Yanguo. Rainfall runoff and pollution characteristics of tea garden in Xixi watershed within Jinjiang River Basin [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7 (8): 2909-2914. (in Chinese))

[4] 蒋锐, 朱波, 唐家良, 等. 紫色丘陵区典型小流域暴雨径流氮磷迁移过程与通量 [J]. 水利学报, 2009, 40 (6): 659-666. (JIANG Rui, ZHU Bo, TANG Jialiang, et al. Transportation processes and loss fluxes of nitrogen and phosphorous through storm runoff in a typical small watershed in the hilly area of purple soil [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2009, 40 (6): 659-666. (in Chinese))

[5] 王超, 赵培, 高美荣. 紫色土丘陵区典型生态-水文单元径流与氮磷输移特征 [J]. 水利学报, 2013, 44 (6): 748-755. (WANG Chao, ZHAO Pei, GAO Meirong. Characteristics of nitrogen and phosphorus transportation through runoff in a typical ecological-hydrological unit of hilly area of purple soil [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2013, 44 (6): 748-755. (in Chinese))

[6] 盛海峰, 闫明宇, 王兴平. 宜兴梅林小流域磷素的迁移规律 [J]. 水资源保护, 2010, 26 (2): 32-35. (SHENG Haifeng, YAN Mingyu, WANG Xingping. Law of phosphorus transportation in Meilin watershed in Yixing [J]. Water Resources Protection, 2010, 26 (2): 32-35. (in Chinese))

[7] 李振炜, 于兴修, 刘前进, 等. 沂蒙山区典型小流域特殊降雨的磷素输出特征 [J]. 环境科学, 2012, 33 (4): 1152-1158. (LI Zhenwei, YU Xingxiu, LIU Qianjin, et al. Output characteristics of non-point phosphorus from a

typical small watershed in Yimeng Mountainous Area under the special rainfall [J]. Environmental Science, 2012, 33 (4): 1152-1158. (in Chinese))

[8] 闫瑞, 闫胜军, 赵富才, 等. 黄土丘陵区岔口小流域暴雨条件下氮素随地表径流迁移特征 [J]. 水土保持学报, 2014, 28 (5): 82-86. (YAN Rui, YAN Shengjun, ZHAO Fucui, et al. Effects of rainstorm on export of nitrogen with surface runoff in loess hilly region of Chakou Watershed [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2014, 28 (5): 82-86. (in Chinese))

[9] 曾远, 张永春, 范学平. 太湖流域典型平原河网区降雨径流氮磷流失特征分析 [J]. 水资源保护, 2007, 23 (1): 25-27. (ZENG Yuan, ZHANG Yongchun, FAN Xueping. Characteristics of nitrogen and phosphorus loss of rainfall runoff in typical plain river-net area of Taihu Lake Basin [J]. Water Resources Protection, 2007, 23 (1): 25-27. (in Chinese))

[10] 姚锡良, 黄国如. 农村非点源污染负荷核算研究 [D]. 广州: 华南理工大学, 2012.

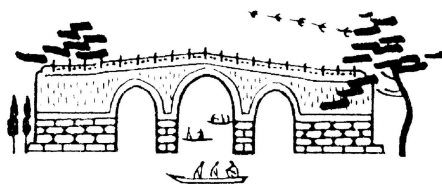
[11] 李开明, 任秀文, 黄国如. 基于 AnnAGNPS 模型泗水流域非点源污染模拟研究 [J]. 中国环境科学, 2013, 33 (增刊 1): 54-59. (LI Kaiming, REN Xiuwen, HUANG Guoru, et al. Simulation of non-point source pollution in Sihe watershed with AnnAGNPS [J]. China Environmental Science, 2013, 33 (sup1): 54-59. (in Chinese))

[12] 李定强, 王继增, 万洪富, 等. 广东省东江流域典型小流域非点源污染物流失规律研究 [J]. 水土保持学报, 1998, 4 (3): 12-18. (LI Dingqiang, WANG Jizeng, WAN Hongfu, et al. Law of non-point source pollutants losses in a typical small watershed of Dongjiang Drainage Basin of Guangdong Province [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1998, 4 (3): 12-18. (in Chinese))

[13] 汪庆兵, 李泽波, 张建锋, 等. 浙北毛竹林地表径流氮磷流失特征 [J]. 生态学杂志, 2014, 33 (9): 2471-2477. (WANG Qingbing, LI Zebo, ZHANG Jianfeng, et al. Characteristics of nitrogen and phosphorus loss by surface runoff in Moso bamboo stands in northern Zhejiang Province [J]. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33 (9): 2471-2477. (in Chinese))

[14] 王书敏, 何强. 山地城市面源污染时空分布特征研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2012.

(收稿日期: 2015-00-00 编辑: 徐 娟)



DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.028

太湖流域水环境综合治理及其启示

朱 威, 周小平, 蔡 杰

(水利部太湖流域管理局, 上海 200434)

摘要: 总结太湖流域水环境综合治理所采取的措施和取得的效果, 分析太湖流域水环境综合治理带来的启示, 旨在为我国其他河湖的水环境综合治理提供参考。结果表明: ①各级政府高度重视是做好流域水环境综合治理的前提; ②科学规划是做好流域水环境综合治理的基础; ③有效的协调机制是做好流域水环境综合治理的保障; ④依法治水是做好流域水环境综合治理的保证。

关键词: 水环境; 综合治理; 水质; 生态; 太湖流域

中图分类号: X321

文献标志码: A

文章编号: 1004-6933(2016)03-0149-04

Lessons from comprehensive management of water environment in Taihu Basin

ZHU Wei, ZHOU Xiaoping, CAI Jie

(Taihu Basin Authority, Ministry of Water Resources, Shanghai 200434, China)

Abstract: The measures taken for comprehensive management of the water environment in the Taihu Basin and the achievements are summarized in this paper. Lessons learned from this study are analyzed, aiming to provide references for comprehensive management of the water environments of other rivers and lakes of China. The results show that comprehensive management of the water environment in the basin needs close attention from the government, scientific planning, an effective coordination mechanism, and water treatment and management according to the law.

Key words: water environment; comprehensive management; water quality; ecology; Taihu Basin

太湖流域是我国经济发展最快的地区之一, 2013 年流域以不到全国 0.4% 的土地面积、4.4% 的人口, 创造了占全国 10.2% 的国内生产总值^[1]。自 20 世纪 80 年代以来, 流域经济社会快速发展, 但水污染防治滞后, 使得流域河网水质普遍超标、湖泊富营养化严重, 流域呈现常年水质型缺水, 饮用水水源地水质问题突出。

自 2007 年 5 月无锡供水危机后, 国家决定全面开展太湖流域水环境综合治理。国务院于 2008 年 5 月批复实施《太湖流域水环境综合治理总体方案》(以下简称《总体方案》), 2013 年 12 月, 又批复了《太湖流域水环境综合治理总体方案(2013 年修编)》^[2]。几年来, 在江苏、浙江、上海 2 省 1 市和国务院有关部门的高度重视和共同努力下, 太湖流域水环境综合治理工作取得全面进展, 成效显著。目前《总体方案》确定的近八成项目已经完工, 完成投

资 960 亿元, 占《总体方案》近期批复投资的 90%。笔者总结太湖流域水环境综合治理所采取的措施和取得的效果, 分析太湖流域水环境综合治理带来的启示, 旨在为我国其他河湖的治理提供参考。

1 太湖流域水环境综合治理措施

1.1 产业结构优化升级

2007 年以来, 太湖流域 2 省 1 市大力推进产业结构调整 and 升级, 执行高于全国其他地区的 13 个重点行业特别废水排放标准和造纸行业水污染物排放新标准, 对印染、化工、医药、造纸、制革、电镀等 6 个重点行业实行结构调整, 关闭排放污染的工厂、企业, 加快推进清洁生产。其中, 江苏省累计实施工业企业提标改造 2 100 家, 关闭重污染化工企业 4 300 家, 关停不达标排放企业 1 000 家, 实施清洁生产审核企业 3 400 家; 浙江省累计关停太湖流域工业污

染企业 1 000 家,实施清洁生产审核企业 1 500 家。江苏省还取缔、关停和迁移畜禽养殖场 1 800 多处,拆除围网养殖面积 2.4 万 hm^2 。苏、锡、常 3 市分别确定以新能源、新材料、节能环保、电子信息、生物医药等为主的战略性新兴产业,3 市第一、二、三产业比例由 2007 年的 2.2 : 60.6 : 37.2 调整为 2013 年的 1.9 : 51.9 : 46.2,其中高新技术产值占规模以上工业产值比例从 2007 年的 31.9% 提高到 2013 年的 42.3% 左右。

1.2 全面建设供水安全保障体系

2 省 1 市重点加强多水源供水系统和区域应急水源保护工程建设,强化饮用水水源地保护,促进水源地水质稳定达标,全力保障城乡饮用水源安全,流域内初步形成了以长江、太湖-太浦河-黄浦江、山丘区水库及钱塘江为主,多源互补、互备的供水水源布局,提高了以优质水源作为水源地的供水比重。同时,流域应急备用供水能力进一步提高,江苏省无锡、苏州、常州、镇江等 11 个城市建成第二水源地或应急备用水源地;浙江省湖州老虎潭水库、长兴合溪水库、平湖太浦河取水一期工程建成并投入运行,杭州闲林水库、海宁鹃湖、桐乡等应急备用水源地也正在建设;上海市建成长江青草沙水库,批复了《黄浦江上游水源地规划》,并启动太浦河金泽水库新水源地建设。目前,流域基本实现城乡一体化供水,农村自来水普及率达到 80% 以上。主要饮用水水源地水质明显改善,大部分饮用水水源地水质达到Ⅲ类标准。

1.3 开展污染底泥疏浚、蓝藻打捞等工作

2008 年以来,江苏省在太湖底泥污染比较严重的梅梁湖、竺山湖湖湾区持续实施底泥清淤,已累计完成太湖生态清淤 122 km^2 、3 669 万 m^3 (包括东太湖)的清淤工程量,超过《太湖污染底泥疏浚规划研究》规定的清淤量,超额完成《总体方案》确定的太湖湖体清淤任务。同时,江苏省还对入太湖河道和其他骨干河道开展疏浚整治,清淤河道长度 2 500 km 。浙江省累计完成杭嘉湖地区河道整治 8 900 余 km ,河道保洁长 3.3 万 km 。上海市完成了淀山湖周边 77 条中小河道的疏浚,增加了淀山湖周边河道的蓄水容量。

江苏省太湖蓝藻打捞及处置实现“日产日清”,形成“专业化队伍、机械化打捞、工厂化处理、资源化利用”的产业形态。2007—2014 年,江苏省共打捞蓝藻 700 万 t ,其中,2014 年打捞蓝藻近 120 万 t ,另外还打捞水草 28 万 t 。

1.4 开展引江济太和新的流域引排工程建设

目前,引江济太已成为增加流域水资源有效供给、提高水环境承载能力、应对突发水污染事件的重

要举措,太湖流域管理局每年组织流域内江苏、浙江、上海 2 省 1 市水利(水务)部门实施引江济太调水。据统计,2008—2014 年,望虞河常熟枢纽共引长江水 149.2 亿 m^3 ,通过望亭立交入太湖的水量达 68.7 亿 m^3 ,通过太浦闸向下游地区增加供水 91.2 亿 m^3 。其中,2014 年,常熟枢纽引水 20.0 亿 m^3 ,望亭立交入湖 10.5 亿 m^3 ,通过太浦河增加供水 9.15 亿 m^3 。引江济太为促进实现太湖流域水环境综合治理“两个确保”(确保饮用水安全,确保不发生大面积水质黑臭)的工作目标发挥了重要保障作用。

《总体方案》确定的 19 项重点水利工程,是进一步提高流域水资源水环境容量、增强水体流动性的重要手段。目前,19 项重点水利工程中,望亭水利枢纽更新改造、常熟水利枢纽更新改造等 2 项工程已完成验收,走马塘拓浚延伸工程已全线通水,太浦闸除险加固工程、东太湖综合整治工程、淀山湖河网综合整治一期工程已完成建设;新沟河延伸拓浚工程、太嘉河工程、扩大杭嘉湖南排工程、平湖塘延伸拓浚工程、杭嘉湖地区环湖河道整治工程、苕溪清水入湖河道工程等 6 项可行性研究报告已经得到国家发展改革委员会批复,初步设计已通过审查,正在建设之中。其他工程项目的前期工作也正在有序推进。

2 治理效果

自 2007 年以来,苏、浙、沪 2 省 1 市全面加强了太湖流域城镇污水处理厂及排水管网建设。目前江苏省苏南地区城市污水处理率达 91% 以上,建制镇实现污水处理设施、区域供水和生活垃圾运转处理“3 个全覆盖”。

目前,太湖流域综合治理区内已全面实施城镇污水处理厂脱磷除氮处理工程,尾水排放全部提标改造执行一级 A 标准,排放尾水尽量进入湿地系统进行处理。江苏省已建成生态拦截系统(湿地处理)900 万 m^2 。

2.1 水质得到改善

2.1.1 入湖河流水质

通过太湖上游及环湖地区水环境综合治理,入太湖河道水质得到较大的改善。22 条主要入太湖河道中,2014 年水质为劣 V 类的河流仅剩 1 条(太滆运河)^[3-4],而 2007 年水质为劣 V 类的河流有 12 条^[3]。对比望虞河、大溪港、梁溪河等 18 条 2007 年就已开展监测的主要入湖河流,2014 年 18 条河流的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 指标均有不同程度的改善(图 1), COD_{Mn} 指标改善的有 17 条,TP 指标改善的有 16 条,TN 指标改善的有 16 条。其中,有 15 条河流 4 项主要指

标均好转,质量浓度下降幅度最大的是 NH₃-N,除大港河、夹浦港和苕溪外,其余河流污染物质量浓度降幅均在 35% 以上。

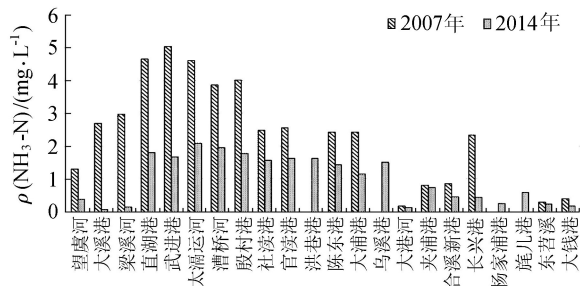


图 1 主要入湖河道 2007 年与 2014 年 NH₃-N 年均质量浓度比较

自 2007 年以来,太湖的水质逐步改善,各项主要指标均有不同程度的降低。根据太湖流域管理局太湖水质监测数据分析来看,2014 年太湖 COD_{Mn}、NH₃-N、TP、TN 指标年均质量浓度较 2007 年均有一定程度的改善,见表 1。从表 1 可见,COD_{Mn}、NH₃-N、TP、TN 的质量浓度 2014 年较 2007 年分别下降 16.67%、58.97%、6.76%、21.61%。2015 年这 4 项指标的水质目标^[4]分别是Ⅲ,Ⅱ,Ⅳ(0.06 mg/L)和劣Ⅴ类(2.2 mg/L)。

表 1 太湖 2007—2014 年主要水质指标年均浓度比较

年份	COD _{Mn}		NH ₃ -N		TP		TN	
	ρ/(mg·L ⁻¹)	水质类别	ρ/(mg·L ⁻¹)	水质类别	ρ/(mg·L ⁻¹)	水质类别	ρ/(mg·L ⁻¹)	水质类别
2007	5.10	Ⅲ	0.39	Ⅱ	0.074	Ⅳ	2.36	劣Ⅴ
2008	4.41	Ⅲ	0.39	Ⅱ	0.072	Ⅳ	2.42	劣Ⅴ
2009	3.98	Ⅱ	0.32	Ⅱ	0.062	Ⅳ	2.26	劣Ⅴ
2010	4.08	Ⅲ	0.23	Ⅱ	0.071	Ⅳ	2.48	劣Ⅴ
2011	4.25	Ⅲ	0.22	Ⅱ	0.066	Ⅳ	2.04	劣Ⅴ
2012	4.34	Ⅲ	0.18	Ⅱ	0.071	Ⅳ	1.97	Ⅴ
2013	4.83	Ⅲ	0.15	Ⅰ	0.078	Ⅳ	1.97	Ⅴ
2014	4.25	Ⅲ	0.16	Ⅱ	0.069	Ⅳ	1.85	Ⅴ

注:数据来源于水利部太湖流域管理局。

近几年,太湖梅梁湖水水质得到显著改善,2007 年梅梁湖 NH₃-N 质量浓度为 0.97 mg/L,2014 年为 0.10 mg/L,降幅达 89.69%,水质改善效果十分明显,其余指标 COD_{Mn}、TP、TN 的质量浓度与 2007 年相比均有下降。

由于水质改善,梅梁湖水生态正向好的方向发展。2014 年 5 月在太湖实地考察发现梅梁湖出现大量沉水植物——菹草。据分析,菹草为沉水植物恢复生长的先锋植物,说明原来污染严重的湖区由于水质改善,湖区透明度增加,已适宜于原在清水环境生长的沉水植物,太湖水生态正在向好发展。

2.1.2 流域水功能区水质

流域水功能区水质也有一定改善,2014 年对流域内 106 个重点水功能区按照全指标(TP、TN、粪大

肠菌群未参评)年均值法进行评价,重点水功能区水质达标率为 38.7%,较 2007 年上升 16.2%(表 2)。

表 2 太湖流域重点水功能区达标率 %

年份	达标率	年份	达标率
2007	22.5	2011	32.0
2008	32.0	2012	40.6
2009	29.7	2013	33.7
2010	35.0	2014	38.7

2.2 生态修复初见成效

通过湿地和生态防护林项目的建设,有效缓冲、阻隔、吸收和降解各类污染物质。截至 2013 年底,太湖流域湿地公园总数已达 19 处(其中国家湿地公园 11 处),新增湿地保护面积 2 万多 hm²。江苏省坚持“治湖先治河”理念,以 15 条主要入湖河流为重点,全面推进小流域综合整治,建成生态拦截工程 900 万 m²,植树造林 2.75 万 hm²,保护和恢复湿地 6 140hm²。浙江省完成环太湖生态保护带工程、生态河道绿化工程、西溪湿地综合保护等工程建设,建成公益林面积 48.7 万 hm²,其中水源涵养林及水土保持林 42.7 万 hm²。自 2007 年以来,太湖流域水环境综合治理成效显著,流域河湖水质普遍得到改善,太湖水生态正向好的方向发展。

3 经验与启示

3.1 各级政府高度重视是做好流域水环境综合治理的前提

国务院先后批复了《总体方案》及其 2013 年修编稿^[4]和《太湖流域水功能区划》,颁布施行了《太湖流域管理条例》,批复成立了由国家发展改革委牵头的太湖流域水环境综合治理省部际联席会议制度。江苏、浙江、上海 2 省 1 市党委、政府高度重视,将太湖流域水环境综合治理摆在全局和战略的高度加以推进,成立了专门的领导机构和工作机构,制订了相关的办法,每年召开会议布置太湖治理工作任务,省(市)政府与相关地市政府和省有关部门签订目标责任书,治理责任得到有效落实。江苏省成立了由省长、市长和部门主要负责人为成员的省太湖水污染防治委员会,并成立了省太湖水污染防治办公室,建立了由省、市领导共同担任入湖河流河长的“双河长制”。连续 6 年,江苏省政府召开太湖水污染防治委员会全体(扩大)会议,与苏南 5 市和省 10 个部门签订目标责任书,强化定性和定量考核,省财政每年安排 20 亿元作为专项引导资金,地方财政新增财力 10%~20% 专项用于太湖治理。

3.2 科学规划是做好流域水环境综合治理的基础

针对流域污染现状和存在的主要问题,国务院批复的《总体方案》中提出了“总量控制、浓度考核”

的污染控制管理体系,明确了分阶段治理目标,提出了控源、截污、引流、清淤、生态修复以及调整产业结构、工业布局、城乡布局等综合性措施,全面规划了需要实施的项目和工程。国务院批复的《太湖流域水功能区划》明确了流域不同水域的功能定位和水质目标。江苏、浙江、上海 2 省 1 市在《总体方案》基础上,分别制订了具体的实施方案,并加强了工程项目的科学论证和前期工作,使流域综合治理工作建立在科学的基础上。

3.3 有效的协调机制是做好流域水环境综合治理的保障

国务院 2008 年批复成立了由国家发展改革委牵头的太湖流域水环境综合治理省部际联席会议,2 省 1 市人民政府以及水利部、环境保护部等 13 个部门每年召开会议,统筹协调太湖流域水环境综合治理的各项工作。2 省 1 市和有关部门也相应建立了完善了区域和行业协调工作机制。水利部成立了太湖流域水环境综合治理水利工作协调小组,并召开 2 省 1 市分管省领导和水利部门参加的协调会议。流域治理形成了合力,促进了各项治理工作的开展。

3.4 依法治水是做好流域水环境综合治理的保证

太湖流域立法工作取得重大突破。2011 年 9 月 16 日国务院第 604 号令公布的《太湖流域管理条例》,开创了我国流域性综合立法的先河,将实践中行之有效的各项措施规范化、制度化。通过立法加强了太湖流域的水资源保护和水污染防治工作,推动了经济发展方式转变,维护了流域生态安全。地方政府修订或制定的《江苏省太湖水污染防治条例》《浙江省城镇污水集中处理管理办法》等一批法规文件,为规范流域水环境治理奠定了基础。同时,各有关方面加大了对水事违法案件的查处力度和环境执法力度,不断加强重要水功能区和入河排污口的监督管理,有效防范了突发水污染事件和破坏水环境违法行为的发生。

例》,开创了我国流域性综合立法的先河,将实践中行之有效的各项措施规范化、制度化。通过立法加强了太湖流域的水资源保护和水污染防治工作,推动了经济发展方式转变,维护了流域生态安全。地方政府修订或制定的《江苏省太湖水污染防治条例》《浙江省城镇污水集中处理管理办法》等一批法规文件,为规范流域水环境治理奠定了基础。同时,各有关方面加大了对水事违法案件的查处力度和环境执法力度,不断加强重要水功能区和入河排污口的监督管理,有效防范了突发水污染事件和破坏水环境违法行为的发生。

参考文献:

- [1] 水利部太湖流域管理局. 太湖流域及东南诸河水资源公报[R]. 上海:水利部太湖流域管理局,2013.
- [2] 国家发展和改革委员会. 关于印发太湖流域水环境综合治理总体方案(2013 年修编)的通知[EB/OL]. [2013-12-30]. http://www.sdpc.gov.cn/fzgggz/dqjj/zhd/201401/t2014011_575733.html.
- [3] 水利部太湖流域管理局. 主要入太湖河道控制断面水质信息[R]. 上海:水利部太湖流域管理局,2014.
- [4] 水利部太湖流域管理局. 太湖健康状况报告[R]. 上海:水利部太湖流域管理局,2008.

(收稿日期:2015-05-17 编辑:彭桃英)

(上接第 68 页)

- [18] 李乃炜. 南京市可持续发展评价指标体系研究[J]. 上海环境科学,1999,18(6):249-251. (LI Naiwei. Study on evaluation index system of sustainable development in Nanjing City[J]. Shanghai Environmental Sciences,1999,18(6):249-251. (in Chinese))
- [19] 李悦,李平. 产业经济学[M]. 大连:东北财经大学出版社,2002.

(上接第 73 页)

- [11] 郭建清,母敏霞,郑丽萍,等. 浅层含水层水文地质参数的统计分析与时空相关性[J]. 勘察科学技术,2002(4):9-12. (GUO Jianqing, MU Minxia, ZHENG Liping, et al. Analysis on statistic distribution and spatial correlativity of hydrogeological parameters of shallow aquifer [J]. Site Investigation Science and Technology, 2002(4):9-12. (in Chinese))
- [12] ROBERT J H, PETER K K. An application of geostatistical approach to the inverse problem in two-dimensional groundwater modeling [J]. Water Resource Research, 1984,20(7):1003-1020.
- [13] 束龙仓,李伟. 北塘水库库底地层渗透系数的随机特性分析[J]. 吉林大学学报(地球科学版),2007,37(2):216-220. (SHU Longcang, LI Wei. Analysis on the stochastic characteristic of the hydraulic conductivity of bottom stratum, Beitang Reservoir, Tianjin City [J].

- [20] 李祚泳,沈仁伦. 社会,经济与环境协调发展指数评价模型[J]. 上海环境科学,2000,19(5):201-204. (LI Zuoyong, SHEN Renlun. Assessment model of community, economy and environment coordinative development index [J]. Shanghai Environmental Sciences,2000,19(5):201-204. (in Chinese))

(收稿日期:2015-05-10 编辑:王芳)

- [14] 李保国,胡克林,陈德立,等. 农田土壤表层饱和导水率的条件模拟[J]. 水利学报,2002(2):36-46. (LI Baoguo, HU Kelin, CHEN Deli, et al. Conditional simulation of soil surface saturated hydraulic conductivity at field scale [J]. Journal of Hydraulic Engineering,2002(2):36-46. (in Chinese))
- [15] 张泽谱,王学军. 土壤微量元素含量空间分布的条件模拟[J]. 土壤学报,1998,35(3):424-429. (ZHANG Zepu, WANG Xuejun. Conditional simulation for spatial distribution of trace elements in soils [J]. Acta Pedologica Sinica,1998,35(3):424-429. (in Chinese))
- [16] 李伟. 北塘水库对地下水的渗漏补给特性研究[D]. 南京:河海大学,2007.

(收稿日期:2015-06-02 编辑:徐娟)

DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2016.03.029

新形势下对太湖流域水环境治理的思考

谢 飞^{1,2}, 吴俊锋^{1,2}, 任晓鸣^{1,2}

(1. 江苏省环境科学研究院, 江苏 南京 210036; 2. 江苏省环境工程重点实验室, 江苏 南京 210036)

摘要: 针对太湖流域目前面临的湖体水质持续改善压力增大、水生态系统脆弱等问题, 2012—2013 年对太湖流域 87 个点位丰、平、枯水期进行生态调查。结果表明: 底栖生物 53% 的点位、浮游植物 65% 的点位和浮游动物 35% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为贫乏; 其次是面源污染日益突出, 面源对太湖的污染贡献中 COD、NH₃-N、TP、TN 分别占到总量的 53%、46%、68% 和 45%; 再次是工程缺乏长效运行管理机制, 出现“重工程建设、轻运行管理”的现象。提出治理措施: ①建立水生态功能分区, 恢复生态系统完整性; ②加大面源及农村黑臭河道治理力度; ③制定严格的污染物排放标准; ④提高治理工程运行管理水平。

关键词: 太湖流域; 水环境治理; 生态调查

中图分类号: X524 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)03-0153-04

Thoughts on water environmental management in Taihu Basin under new conditions

XIE Fei^{1,2}, WU Junfeng^{1,2}, REN Xiaoming^{1,2}

(1. Jiangsu Provincial Academy of Environmental Science, Nanjing 210036, China;
2. Jiangsu Key Lab of Environmental Engineering, Nanjing 210036, China)

Abstract: The Taihu Basin is facing problems such as the increasing difficulties in continuously improving the lake's water quality and an ineffective aquatic ecological system. To solve these problems, an ecological investigation was conducted at 87 sites in the Taihu Basin in wet, normal, and dry seasons from 2012 to 2013. The results show that benthic organisms at 53% of the sites, phytoplankton at 65% of the sites, and zooplankton at 35% of the sites were at low levels as evaluated by the Shannon-Wiener index. Non-point source pollution has become increasingly prominent, with COD, NH₃-N, TP, and TN accounting for 53%, 46%, 68%, and 45%, respectively, of the total amount of pollutants in the lake. The project lacked a long-term operation and management mechanism, with less focus placed on the operation management and more focus placed on the project construction. Several countermeasures are put forward: (1) establishing aquatic ecological function regionalization and restoring the integrity of the ecosystem, (2) strengthening the control and management of non-point source pollution and rural black and malodorous rivers, (3) setting strict standards for the discharge of pollutants, and (4) improving the operational management of the project.

Key words: Taihu Basin; water environmental management; ecological investigation

太湖流域地跨苏、浙、沪两省一市, 是长江三角洲的核心区域, 总面积达 36 900 km², 历来是我国工农业生产最发达、人口密度最大和人均收入增长幅度最快的地区之一^[1], 流域人口约占全国的 4.3%,

GDP 占全国的 10.8%, 人均 GDP 为全国平均水平的 2.5 倍, 地理位置见图 1。

自 2007 年 5 月太湖蓝藻污染事件暴发以来, 党中央、国务院高度重视, 社会各界广泛关注, 太湖流

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07506-001)

作者简介: 谢飞(1982—), 男, 工程师, 硕士, 主要从事水环境规划与管理工。E-mail: xiefei82@163.com



图1 太湖流域地理位置

域水环境问题被摆在了尤为突出的位置。国务院批复并实施了《太湖流域水环境综合治理总体方案》，为太湖流域水环境质量的改善打下了坚实的基础，经过近6年“铁腕治污”，太湖流域水质得到逐步改善。但随着十八大“生态文明建设”的提出，建设“环境美”已成为时代强音。在这种新的形势下，太湖流域水环境质量改善不应停留在水质的改善，而是全方位的水生态建设，“碧波荡漾、鱼虾成群”才是太湖流域建设“环境美”的内在要求。笔者梳理近年来太湖治理成果，发现太湖流域工业点源得到控制，产业结构调整取得突破，大量治理工程投入建设，但是水生生态系统退化、生物多样性减少问题依然严峻。另外太湖流域污染源类型也发生了转变，已从点源污染型过渡到面源污染型，以往只注重环境治理工程建设，忽视长效运行管理制度建设。笔者剖析这些问题，从“生态文明建设”要求出发，提出应对措施和建议，旨在为太湖流域水环境治理提供参考。

1 太湖流域水环境现状分析

1.1 太湖湖体水质及富营养状况

2013年，太湖湖体 COD_{Mn} 达到Ⅲ类水质标准

(GB 3838—2002《地表水环境质量标准》，下同)， NH_3-N 年均浓度均达到Ⅱ类水质标准，TP 年均浓度符合Ⅳ类标准，TN 年均浓度劣于Ⅴ类标准。与2007年相比，湖体 TN 年均浓度下降 16.4%； NH_3-N 年均下降 63.7%；TP 年均下降 22.8%； COD_{Mn} 浓度年均下降 4.4%。2013年湖体综合营养状态指数为 57.6，比2007年下降 4.1，总体处于轻度富营养状态(表1)。

从表1可知，TN 年均浓度仍处于劣于Ⅴ类，且改善幅度越来越小。笔者认为这与太湖流域污染源类型发生转变有关。自2007年《江苏省太湖水污染防治条例》实施以来，工业点源废水排放不能新增氮磷污染物排放总量，因此，面源污染没有得到有效控制可能是造成太湖湖体 TN 浓度改善缓慢的一个重要原因。

1.2 河网水质

近年来，入湖河道水质明显改善。与2007年相比，2012年湖西来水(常州和宜兴)入湖水水质 COD_{Mn} 、 NH_3-N 、TP、TN 浓度分别降低了 20.5%、37.0%、1.1% 和 19.6%。苏州来水水质 COD_{Mn} 、 NH_3-N 、TP、TN 浓度分别降低了 10.6%、5.9%、23.1%、6.9%(表2)。

1.3 太湖流域水生态状况

2012—2013年太湖流域 87 个点位丰、平、枯水期生态调查结果表明：底栖生物 53% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为贫乏；37% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为一般，仅 10% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为较丰富，浮游植物 65% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为贫乏，27.5% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为一般，7.5% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为较丰富，浮游动物 35% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为贫乏，65% 的点位 Shannon-Wiener 指数评价等级为一般。

表1 太湖主要水质指标年均浓度及综合营养状态指数

年份	COD_{Mn}		NH_3-N		TP		TN		综合营养状态指数	污染程度
	质量浓度/ ($mg \cdot L^{-1}$)	水质类别	质量浓度/ ($mg \cdot L^{-1}$)	水质类别	质量浓度/ ($mg \cdot L^{-1}$)	水质类别	质量浓度/ ($mg \cdot L^{-1}$)	水质类别		
2007	4.5	Ⅲ	0.91	Ⅲ	0.101	Ⅴ	2.81	劣Ⅴ	61.7	中度
2008	4.4	Ⅲ	0.59	Ⅲ	0.083	Ⅳ	2.57	劣Ⅴ	60.2	中度
2009	4.2	Ⅲ	0.47	Ⅱ	0.083	Ⅳ	2.64	劣Ⅴ	58.4	轻度
2010	4.4	Ⅲ	0.36	Ⅱ	0.073	Ⅳ	2.68	劣Ⅴ	58.5	轻度
2011	4.4	Ⅲ	0.37	Ⅱ	0.079	Ⅳ	2.37	劣Ⅴ	58.5	轻度
2012	4.0	Ⅱ	0.33	Ⅱ	0.070	Ⅳ	2.38	劣Ⅴ	56.5	轻度
2013	4.3	Ⅲ	0.33	Ⅱ	0.078	Ⅳ	2.35	劣Ⅴ	57.6	轻度
2013年较2007年下降幅度	4.4%		63.7%		22.8%		16.4%		6.7%	

注：数据来源《江苏省环境状况公报》。

表2 环湖河流主要水质指标平均入湖浓度

年份	湖西来水(常州和宜兴)					年份	苏州来水				
	入湖水量/ 亿m ³	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{TP})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{TN})/$ (mg·L ⁻¹)		入湖水量/ 亿m ³	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{TP})/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{TN})/$ (mg·L ⁻¹)
2007	56.88	7.61	3.41	0.273	6.39	2007	15.53	4.59	0.92	0.147	2.96
2008	61.46	6.69	2.48	0.296	5.73	2008	11.04	4.25	0.74	0.092	2.61
2009	74.27	6.22	2.23	0.243	5.42	2009	6.85	4.27	0.62	0.083	2.37
2010	80.91	6.44	2.08	0.307	5.47	2010	12.15	4.01	0.68	0.096	2.85
2011	70.50	6.17	2.29	0.279	5.29	2011	18.70	3.89	0.74	0.086	2.64
2012	73.12	6.05	2.15	0.270	5.14	2012	9.10	3.78	0.72	0.084	2.52

2012年较2007年变化幅度

2012年较2007年变化幅度	28.6%	-20.5%	-37.0%	-1.1%	-19.6%	2012年较2007年变化幅度	-11.3%	-10.6%	-5.9%	-23.1%	-6.9%
-----------------	-------	--------	--------	-------	--------	-----------------	--------	--------	-------	--------	-------

注:①数据来源:水利部太湖流域管理局;②苏州来水中包括引江济太入湖水量;③水质浓度为按各巡测站段入湖水量进行加权得到的平均浓度。

通过上述分析可知,在《太湖流域水环境综合治理总体方案》指导下,经过近6年“铁腕治理”,从水质监测数据来看,太湖流域不管是湖体还是河网,水质都得到较大改善,应该说目前工业点源得到了控制,产业结构调整取得了突破,但是从2012—2013年太湖流域87个点位丰、平、枯水期生态调查来看,太湖流域生物多样性减少、水生态系统退化依然严重,不容乐观。

2 太湖流域水环境面临新问题分析

2.1 湖体水质持续改善压力增大,水生态系统脆弱

从表1可知,太湖湖体TN浓度仍然较高,仍处于劣V类,且改善幅度越来越小,已成为太湖湖体水质持续改善的制约因子。另外,太湖流域水生态系统退化依然严峻,太湖湖体藻型生境已经形成,在适当的气象、水文条件下,太湖蓝藻大规模暴发也不是不可能。因此,恢复健康水生态系统任重道远。

2.2 流域面源污染突显

随着太湖流域纺织染整、化工、造纸、钢铁、电镀、食品制造等6大重点行业全面整治以及集中污水处理设施提标改造,点源污染比重逐步下降,但相关研究表明,面源对太湖的污染贡献中COD、NH₃-N、TP、TN分别占到总量的53%、46%、68%和45%,面源污染逐步突显,已成为太湖治理的主要矛盾。一方面,以往面源污染治理项目相对较少;另一方面面源污染面广、量大,而且治理技术及运行管理不够成熟,缺乏有效的组织保障和政策支持。

2.3 治理工程运行管理水平较低

“重工程建设、轻运行管理”的现象较为突出,长效运行管理机制亟待加强。部分城镇污水处理厂管理能力欠缺、运行负荷低;部分农村生活污水处理设施未能得到有效维护和运行,污水处理设施未能发挥相应的环境效益;部分湿地、资源化利用等工程项目运营管理主体不明确、责任未落实,运行管理水

平较低。

3 治理太湖流域水环境对策及建议

目前,太湖流域面临的这些新问题,治理思路必须与时俱进,笔者提出建设水生态功能分区管理制度,突破以往单一水质管理模式;其次,重新审视太湖流域污染结构,提出太湖流域污染治理侧重点要从点源污染向面源污染转变的思路,进一步削减污染物排放量的新途径;城镇集中式污水处理厂提标改造和对电子、光伏、生物医药等新兴产业制定地方排放标准。工程运行管理水平的高低直接影响太湖流域水环境治理效果,势必改变以往流于形式的做法。因此,笔者提出建立后评价制度和第三方企业负责制等新策略。

3.1 建立水生态功能分区,恢复生态系统完整性

按照自然属性、保护物种类别以及服务功能,建立太湖流域水生态功能分区,统筹化学目标和生物目标,恢复生态系统多样性、完整性。具体可以分为两步:①将太湖流域科学合理地划分为不同生态功能区,确定保护目标;②建立太湖流域水生态管理制度,实行“水环境-水生态-水景观-水文化”四维一体管理模式。

3.2 加大面源及农村黑臭河道治理力度

在太湖流域以行政村为控制基本单元,从农村生活污水收集处理、控制种植业化肥使用量及流失量、生态养殖、疏通支浜河道以及生态修复工程方面进行综合治理。

a. 控制种植业化肥使用量以及流失量。①鼓励农民多使用生物有机肥和复合肥、合理轮作、间作和秸秆还田。②改造农田排水沟渠,构建农田尾水和农田地表径流生态拦截屏障以及尾水回用工程,达到污染物的有效控制及养分高效利用^[2-3]。

b. 生态养殖。推行“种植业-养殖业”循环模式。种植业为养殖业提供饲料,养殖业产生的粪便还于种植业,实现粪污零排放。

c. 农村生活污水合理处置。农村分散式生活污水处理方式主要有埋地式微动力氧化沟、厌氧滤池-氧化塘-植物生态渠、厌氧池-跌水充氧接触氧化-人工湿地、厌氧池-滴滤池-人工湿地等技术^[4-6],根据当地的自然、经济和社会条件,因地制宜地选择适合处理技术。

d. 疏通支浜河道,增强水动力。农村支浜河道多淤积严重,多数成断头浜,俗话讲“流水不腐”,农村支浜河道水动力不足是发生“黑臭”现象的重要原因。因此,必须实施支浜河道清淤和基底改造,保障水动力条件。

e. 河流生态系统修复。通过坡岸生态治理、水生生态植物群落重构、鱼类放养等措施,重建河流生态系统^[7-8]。

3.3 制定严格的污染物排放标准

随着太湖流域近年来“铁腕治污”的实施,水环境污染已基本遏制,但是太湖流域是我国经济最发达、投资增长最具活力的地区,污染物排放量必然还会增加,减排压力将持续增大。因此,除了实施太湖流域执行国家污染物排放标准外,还可以从以下两个方面进一步削减污染物排放量:①提高太湖流域城镇集中式污水处理厂排放标准,推行城镇集中式污水处理厂排放标准达地表水质量Ⅳ~Ⅴ类标准。②太湖流域除纺织染整、化工、造纸、钢铁、电镀、食品制造等6大行业外,电子、光伏、生物医药等新兴行业也日益蓬勃发展,其污染负荷在各污染源的排放中所占比重不容忽视,目前关于电子、光伏等新兴行业的国家排放标准已不能满足太湖流域水环境管理要求,因此,可制定电子、光伏、生物医药等新兴产业地方排放标准。

3.4 提高治理工程运行管理水平

a. 构建项目监管长效机制,实现工程项目事前、事中和事后全过程监督。建立项目后评价制度,形成建设—评估—反馈的良性循环。

b. 探索农村面源及生态修复等工程长效管护新模式,推广各地成熟的管理经验,对已建成运行的污染治理设施或公益性生态湿地工程,实行公开招标,由环保第三方企业负责具体管护工作,有关部门监督实施,地方安排相应资金给予支持。探索形成一套责任明确、奖惩到位的项目监管新机制。

参考文献:

[1] 秦伯强,胡维平,陈伟民,等.太湖水环境演化过程与机理[M].北京:科学出版社,2004:1-28.
[2] 方淑荣,刘正库.论农业面源污染及其防治对策[J].农业科技管理,2006,25(3):22-23. (FANG Shurong, LIU Zhengku. The discussion of agricultural non-point source

pollution and countermeasures [J]. Agricultural Science and Technology Management, 2006, 25 (3): 22-23. (in Chinese))
[3] 宋家永,李英涛,宋宇,等.农业面源污染的研究进展[J].中国农学通报,2010,26(11):362-365. (SONG Jiayong, LI Yingtao, SONG Yu, et al. Research progress of agricultural non-point source pollution [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2010, 26(11): 362-365. (in Chinese))
[4] 孙兴旺,马友华,王桂苓,等.中国重点流域农村生活污水处理现状及其技术研究[J].中国农学通报,2010,26(18):384-388. (SUN Xingwang, MA Youhua, WANG Guiling, et al. Research on current treatment status and technologies of rural domestic wastewater in China major basins [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2010, 26(18): 384-388. (in Chinese))
[5] 苏东辉,郑正,王勇,等.农村生活污水处理技术探讨[J].环境科学与技术,2005,28(1):79. (SU Donghui, ZHEN Zheng, WANG Yong, et al. Discussion on treatment technology of rural domestic sewage [J]. Environmental Science & Technology, 2005, 28(1): 79. (in Chinese))
[6] 阮晓卿,蒋岚岚,陈豪,等.江苏不同地区典型农村生活污水处理适用技术[J].中国给水排水,2012,28(18):44-47. (RUAN Xiaqing, JIANG Lanlan, CHEN Hao, et al. Typical technologies applicable for rural domestic sewage treatment in different areas in Jiangsu Province [J]. China Water & Wastewater, 2012, 28(18): 44-47. (in Chinese))
[7] 陈荷生,宋祥甫,邹国燕.太湖流域水环境综合整治与生态修复[J].水利水电科技进展,2008,28(3):76-79. (CHEN Hesheng, SONG Xiangfu, ZOU Guoyan. Comprehensive improvement of water environment and ecological restoration in Taihu Lake Basin [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2008, 28(3): 76-79. (in Chinese))
[8] 董哲仁.生态水工学探索[M].北京:中国水利水电出版社,2007:225-255.

(收稿日期:2015-05-28 编辑:徐娟)

(上接第104页)

[20] 雷泽湘,徐德兰,顾继光,等.太湖大型水生植物分布特征及其对湖泊营养盐的影响[J].农业环境科学学报,2008,27(2):698-704. (LEI Zexiang, XU Delan, GU Jiguang, et al. Distribution characteristics of aquatic macrophytes and their effects on the nutrients of water and sediment in Taihu Lake [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(2): 698-704. (in Chinese))
[21] 温周瑞,谢平,徐军.太湖贡湖湾虾类种类组成与时空分布特征[J].湖泊科学,2011,23(6):961-966. (WEN Zhouhui, XIE Ping, XU Jun. Spatial and temporal patterns of species composition and distribution of shrimp community in the Gonghu Bay, Lake Taihu [J]. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(6): 961-966. (in Chinese))
[22] HEISLER J, GLIBERT P M, BURKHOLDER J M, et al. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus [J]. Harmful Algae, 2008, 8(1): 3-13.

(收稿日期:2015-06-11 编辑:王芳)