

CE-QUAL-W2 模型在福建山仔水库的应用*

庄丽榕, 潘文斌, 魏玉珍

(福州大学环境与资源学院, 福州 350108)

摘要: 利用二维横向平均模型 CE-QUAL-W2 对山仔水库进行水力学和水质模拟, 运用半年野外采样监测和室内实验分析数据校正模型主要参数并进行验证. 选取 2006 年 4 月 7 日至 6 月 7 日的模型输出模拟结果, 进一步运用李祚泳修正的营养状态指数法结合层次分析法对山仔水库出水水质进行富营养化评价, 评价结果表明: 山仔水库存在富营养化状况, 其中 5 月 12 日营养状态指数最高, 接近 80; 第一次大规模水华爆发从 4 月 29 日持续到 6 月初. 通过设定三种情景(原始流量、降低水位、增加出流量) 进行模拟分析表明, 降低水位以及增加出流量都有利于改善对山仔水库下游取水口水质.

关键词: CE-QUAL-W2; 山仔水库; 水质模拟; 富营养化评价; 情景模拟

Application of CE-QUAL-W2 in the Shanzai Reservoir, Fujian Province

ZHUANG Lirong, PAN Wenbin & WEI Yuzhen

(College of Environment and Resources, Fuzhou University, Fuzhou 350108, P.R.China)

Abstract: A two-dimensional, laterally averaged Model CE-QUAL-W2 was applied to the Shanzai Reservoir to simulate the hydrodynamics and water quality in the water column. The modeling effort was supported with data collected by fieldwork and experiments within half a year. Furthermore, the study made a water quality assessment of the eutrophication in the outlet of reservoir from Apr. 7th, 2006 to Jun 7th, 2006, using Trophic State Indexes (TSI) method and analytical hierarchy process(AHP). The result showed that, On May 12th, TSI was higher than the other days, almost reached 80; and the first big water blooms lasted from Apr. 29th to the beginning of June, 2006. The modeling result of three scenarios (keeping original flux, decreasing water level and increasing flux) indicated that decreasing water level and increasing flux could greatly improve the water quality of outlet.

Keywords: CE-QUAL-W2; Shanzai Reservoir; water quality modeling; eutrophication assessment; scenarios simulation

随着城市经济的发展和人口的不断增长, 水源需求量将持续增长, 作为饮用水源地的水库水质状况日益受到人们的关注. 而在实际河流中开展高频率、多空间位点的水质监测工作又要耗费巨大的物力、财力和大量人力资源, 因此通过建立各种类型的水质模型, 定量模拟各种不同水文水质条件下污染物迁移、转化和降解过程已成为国内外水环境保护相关部门不可或缺的技术支撑手段. 国际上在水环境管理方面比较有代表性的国家, 包括美国、英国、法国、荷兰、加拿大、澳大利亚、前苏联、日本、韩国、以色列与印度等, 在解决水环境问题方面都取得了不同程度的效果^[1-3]. 一些在 20 世纪五六十年代曾经被严重污染的河流, 如芝加哥、泰晤士河、莱茵河以及特拉华河等^[4-6], 近年来水质都有较大幅度提高, 有部分归功于基于水质模型进行的水质规划和管理.

山仔水库是福州市的第二供水水源地, 承担着向福州三十多万居民供水的重要任务, 不仅要保障供水的数量, 而且要保障供水的质量. 山仔水库还具有防洪、灌溉、供水、发电、旅游及养殖等多种功能, 对福州市社会经济的发展起着重要的作用. 有必要探索改进水库的运行管理方式, 采用科学的管理手段使得水质得到更加合理的保护. 随着福州城市规模的发展和人口的增加, 对水源的需求量也将持续增长, 因此山仔水库的水质状况日益受到人们的关注. 经过几年的综合整治, 敖江流域上游石板材等工业污染

* 福建省青年科技人才创新基金(2001J054)和福建省教育厅科研项目(JB05026)联合资助. 2007-07-30 收稿; 2007-10-06 修改稿. 庄丽榕, 女, 1983 年生, 硕士研究生; E-mail: wwwrainy789@163.com.

源基本得到了控制,但是由于大量的生活以及各种养殖业等污染未经整治,敖江饮用水源保护区(山仔水库)出现水质污染和富营养化现象,影响敖江二水源供水水质安全。山仔水库一旦爆发水华,将会影响福州部分居民的身体健康,所以,利用水质模型模拟山仔水库的水质,管理人员可以更加清楚了解水库的水质变化特征,为水库的供水安全起到有效的预警作用,具有较强的实际意义。

1 山仔水库概况

山仔水库位于敖江下游,调节库容量 $1.06 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。1994 年 11 月蓄水发电,1997 年福州市人民政府确定敖江作为福州市的第二饮用水源,并于 2003 年正式向福州市供水。山仔水库枯水期为 10 月到次年 3 月,多年平均流量 $29.10 \text{ m}^3/\text{s}$ 。汛期为 4-9 月,径流总量占全年的 75.4%,多年平均流量为 $88.7 \text{ m}^3/\text{s}$ 。

水库水流入水方向由北边的七里往南和西南的日溪往东汇合至库心,干流在库心趋向缓和,最后由东南至坝头(图 1)。图右为敖江流域。

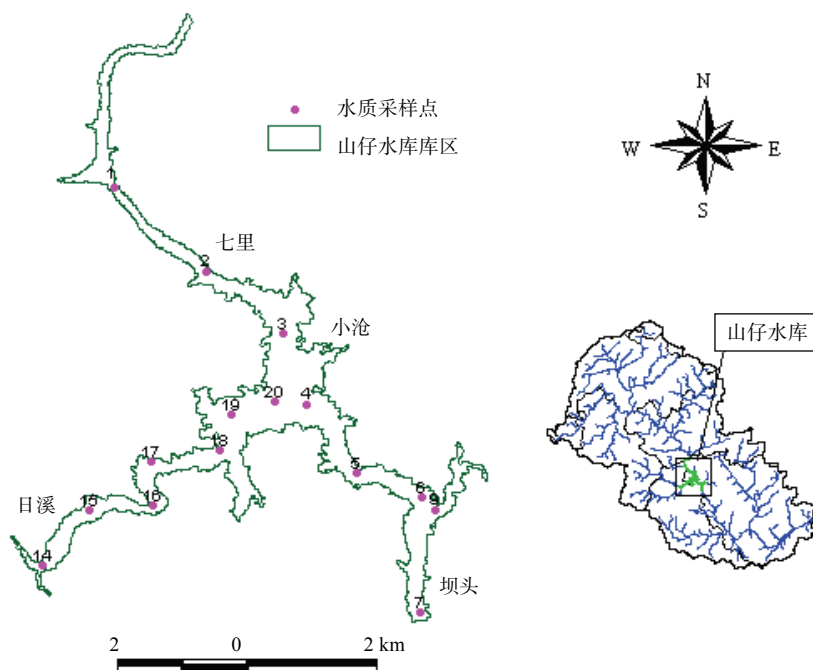


图 1 山仔水库库区示意图及采样点布置

Fig.1 Sketch map of the area of Shanzai Reservoir and location of the sampling sites

2 CE-QUAL-W2 模型

CE-QUAL-W2 模型是二维横向平均水动力学和水质模型,由美国陆军工程兵团水道实验站研发。该模型假设横向流动状况相同,尤其适用于相对狭长的水体的水质评估,对于河流、湖泊、水库、及河口均适宜^[7]。考虑到研究对象山仔水库是一深水型水库,坝址处最大水深可达 50m 左右,且形状狭长,故采用 CE-QUAL-W2 模型对山仔水库水质进行模拟。

CE-QUAL-W2 模型的基本计算方程如下:

(1) 动量方程

$$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial WUB}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial BP}{\partial x} + \frac{\partial \left(BA_x \frac{\partial U}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial B\tau_x}{\partial z} \quad (1)$$

式中: U 为纵向平均速度(m/s); B 为水体宽度(m); T 为时间(s); x 为纵坐标,是水面沿湖中心线的长度,右

为正; z 为垂向坐标, 向下为正; W 为垂向平均速度(m/s); ρ 为代表密度, $\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{ISS}), f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{ISS})$ 为与温度、总悬浮颗粒物(TDS)或盐度、无机悬浮固体(ISS)相关的函数(kg/m^3); P 为压强(N/m^2); A_x 为纵向动量弥散系数(m^2/s); τ_x 是由于纵向速度 U 的垂直梯度所产生的单位面积的剪切应力(m^2/s).

(2) 组分迁移方程

$$\frac{\partial B\Phi}{\partial t} + \frac{\partial UB\Phi}{\partial x} + \frac{\partial WB\Phi}{\partial z} - \frac{\partial \left(BD_x \frac{\partial \Phi}{\partial x} \right)}{\partial x} - \frac{\partial \left(BD_z \frac{\partial \Phi}{\partial z} \right)}{\partial z} = q_\phi B + S_\phi B \quad (2)$$

式中, Φ 为组分平均浓度(g/m^3); D_x 为纵向温度及组分的弥散系数(m^2/s); D_z 为垂向温度及组分的弥散系数(m^2/s); q 为入流或出流单位体积的组分流动速率($\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{s})$); S 为组分的动力源漏项($\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{s})$).

3 应用 CE-QUAL-W2 模型模拟山仔水库水质

3.1 水库结构概化

将山仔水库划分为 2 个支流、16 条河段. 水库俯视图、仰视图、侧视图如图 2 所示. 采样点的选取一般来说在每河段的上下游分别设一采样点, 以便掌握该河段入流、出流情况.

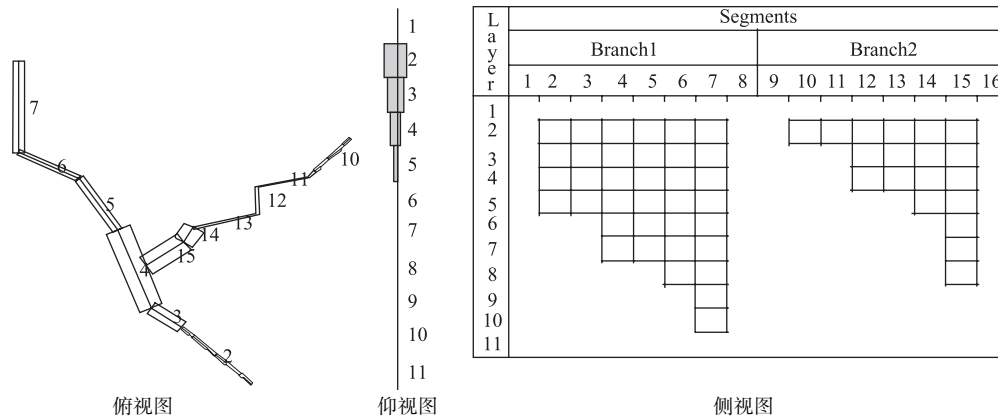


图 2 山仔水库河段分割最终结果

Fig.2 Segment division of Shanzai Reservoir

结合俯视图可以清楚地看出整个水库的河段划分情况: 七里到坝头段为山仔水库流域的主干, 被界定为支流 1, 由 2 至 7 共 6 个河段组成, 七里入口为河段 2; 库心到日溪段为支流 2, 包含 10 至 15 总共 6 个河段, 日溪入口为河段 10; 山仔水库出水口为河段 7. 需要指出的是, 河段 1, 8, 9, 16 是作为模型固有的虚拟河段. 河段划分的原则是在水库结构和形状出现较大变化的位置划分, 使每个河段内的水流分布情况基本相同, 且每条河段长度尽可能均匀. 每条河段的长度如表 1 所示. 仰视图提供了有关层界定的信息, 考虑到软件计算运行时间, 层高不宜设置过小; 但鉴于模拟的准确性, 层高设置又不宜过大, 最后将层高确定为 5m. 2-10 层为实际划分时真实存在的层, 而 1、11 层则作为模型固有的虚拟层出现. 侧视图则将支流的界定、河段的分割与层的划分情况直观地体现出来.

表1 山仔水库划分河段长度
Tab.1 Segment lengths of the Shanzai Reservoir

河段编号	2	3	4	5	6	7	10	11	12	13	14	15
长度(m)	1682.57	1445.75	1696.75	1281.37	1129.35	1838.0	1124.8	1034.14	595.53	1130.73	327.73	792.97

3.2 模型的边界条件和初始条件

在模型进行模拟运算前, 需要设定水量, 水温以及各水质组分的初始值, 以模型开始运算当天的实

测值为依据. 即输入采样第一天 2006 年 4 月 7 日当日的各指标实测值. 边界条件输入采样当天两条支流上游入流的水量、水温以及各水质组分的采样值.

模型选取的水量和水质边界条件和初始条件如表 2 所示.

表 2 2006 年模型边界条件和初始条件
Tab.2 The boundary condition and initial condition of the model in 2006

项目	入流	日期 (月.日)									
		4.7	4.17	4.28	5.10	5.25	6.12	7.7	7.25	9.15	9.29
来水水量 (m ³ /s)	支流 1	66.56	68.72	74.47	79.83	81.72	85.00	84.89	85.77	88.89	82.15
	支流 2	8.84	9.11	8.42	11.40	12.27	13.54	10.03	15.66	15.84	14.50
水温 (°C)	支流 1	18.60	19.30	18.20	28.00	24.50	25.80	34.20	29.60	29.30	28.30
	支流 2	17.30	18.30	18.50	25.80	24.60	26.10	31.80	29.20	26.10	28.10
溶解氧 (mg/L)	支流 1	8.04	8.90	9.60	8.79	9.37	7.44	9.09	6.99	8.50	8.60
	支流 2	7.95	8.96	8.22	7.39	8.67	8.11	8.52	7.67	8.26	8.52
氨氮 (mg/L)	支流 1	0.94	0.65	0.90	0.02	0.57	0.34	0.57	0.28	0.30	0.06
	支流 2	0.94	1.24	1.16	1.95	0.18	0.90	0.90	0.72	0.54	0.23
硝酸盐氮 (mg/L)	支流 1	0.180	0.106	0.108	0.115	0.119	0.095	0.075	0.097	0.099	0.088
	支流 2	0.110	0.102	0.108	0.125	0.118	0.104	0.090	0.086	0.061	0.053
叶绿素 a(mg/L)	支流 1	0.033	0.036	0.016	0.258	0.019	0.002	0.038	0.002	0.008	0.002
	支流 2	0.070	0.086	0.013	0.054	0.162	0.006	0.013	0.009	0.008	0.003
TDS (mg/L)	支流 1	49.0	21.0	35.0	23.0	23.0	27.0	27.0	19.0	17.0	17.0
	支流 2	29.0	21.0	25.0	20.0	19.0	21.0	22.0	23.0	21.0	18.0
正磷酸盐 (mg/L)	支流 1	0.030	0.033	0.035	0.045	0.045	0.062	0.073	0.035	0.031	0.003
	支流 2	0.010	0.022	0.023	0.051	0.025	0.028	0.053	0.041	0.032	0.011

3.3 模型校正

校正并没有一个标准模式, 不同水体、不同数据、不同参数, 参数校正结果不同^[7]. CE-QUAL-W2 模型用 *AME*(absolute mean error, 绝对平均误差)和 *RMS*(root mean square, 均方根)值表征拟合程度的优劣.

$$AME = \frac{\sum |a_i - b_i|}{n}; RMS = \sqrt{\frac{\sum (a_i - b_i)^2}{n-1}} \quad (3)$$

式中, a_i 为实测值; b_i 为预测值; n 为预测值个数.

此次校正首先进行的是温度校正, 然后是 DO 与藻类生物量的校正. 藻类生物量浓度是根据模型内部提供的叶绿素 a 和藻类生物量浓度的换算倍数 145 换算得到的. 这是由于藻类中的叶绿素含量与藻类生物量均为现存量指标, 它们之间的比值存在着相当大的变化范围, 是随着藻类群落组成, 生态环境以及生理状态的不同而有所变化的. 即使是同一水体, 利用不同测算方法得出的藻类生物量与叶绿素 a 的比值也相差甚远^[8]. 再者, CE-QUAL-W2 模型目前还不能做到给不同的藻属赋予一个随时间变化的动态转换系数, 这一点也是模型将来需改进之处.

利用 4 月 7 日, 4 月 17 日, 4 月 28 日以及 5 月 10 日的实际监测数据进行模型校正, 其余数据作为模型验证之用. 校正结果如图 3 所示. 从公式(1)和(2)可以看出, *AME* 和 *RMS* 的值越接近 0, 则模拟精度越高. 据已有的模型应用, 温度 *AME* 值大部分都在 1°C 以内^[7].

校正期和验证期间温度模拟最大误差为 1.27°C, 最小误差为 -1.23°C, *AME* 最大值为 0.791°C, *AME* 最小值为 0.103°C, *AME* 均值为 0.368°C, *RMS* 均值为 0.448°C, 误差小于 1°C 的超过 90%. 溶解氧模拟绝对误差最大值为 1.7mg/L, 最小值为 -1.6mg/L, *AME* 最大值为 0.691mg/L, *AME* 最小值为 0.201mg/L, *AME* 均值为 0.447mg/L, *RMS* 均值为 0.589mg/L, 误差小于 1mg/L 的占 86%. 对于藻类的模拟, 利用实测叶绿素 a

浓度进行换算的藻类浓度与模型计算的浓度吻合程度没有温度和溶解氧的吻合程度高, 尤其是在藻类浓度较低时, 误差较大. 由于藻类浓度随季节变化较大, 所以以相对误差来表征吻合程度. 当藻类浓度大于10mg/L时, 相对误差绝对值小于10%的占94%, 当藻类浓度小于10mg/L时, 相对误差绝对值小于10%的占31.3%, 相对误差绝对值小于20%的占56.9%. 水体中影响藻类生长的因素众多, 但是, 藻类的总体变化趋势与实测值是相呼应的. 最大误差为1.96mg/L, 最小误差为-0.97mg/L, AME最大值为0.877mg/L, AME最小值为0.143mg/L, AME均值为0.449mg/L, RMS均值为0.600mg/L.

除了影响参数, 模型的时间步长的设置也是必须的. 一般来说, 模型时间步长的大小不会对模拟结果造成本质上的影响. 但是若时间步长设置过小, 模型运算速度慢, 效率低; 相反, 若时间步长过大, 则模拟结果不可信, 时间步长不应超过边界数据输入的时间间隔. 山仔水库模型的最大时间步长设定为3600s, 实际运算时, 模型时间步长平均在200s左右.

3.4 对模型模拟所得水库水质状况进行富营养化评价

3.4.1 评价方法 (1) 营养状态指数法: 李祚泳等通过对我国一些湖泊水库营养状态的考察和比较, 得出适用于我国若干湖泊的营养状态评价的 *TSIc* 计算公式^[9-10]. 考虑到水库作为饮用水源, 选取水库出口的指标日模拟值为代表, 计算2006年4月7日至6月7日期间水库出口(7号采样点)每一天的 *TSI* 指数, 按照评价标准: <30 贫营养; 30-50 中营养; 50-70 富营养; >70 超富营养, 对水库的春季水质指标模拟结果进行评价^[11-13].

TSIc 计算所需的叶绿素 a(Chl.a)、总磷(TP)以及总氮(TN)日模拟值均可从模型输出的结果文件中直接获得. 另一个参数透明度(SD)则需要借助和其他参数的关系推算而得. 大量研究表明, 透明度与叶绿素 a 间存在反双曲线关系^[14-15]. 根据7号采样点(出口)十次采样监测值(表3), 6月12日和7月25日这两天的

表3 山仔水库7号点(出口)SD与Chl.a监测值及当天降雨量

采样时间	SD(m)	Chl.a (μg/L)	降雨量(mm)
4月7日	0.500	34.200	0
4月17日	0.435	33.643	0
4月28日	0.510	69.907	0.60
5月10日	0.450	94.841	29.20
5月25日	0.610	30.625	0
6月12日	0.300	1.751	43.89
7月7日	0.800	3.296	16.70
7月25日	0.420	6.670	49.38
9月15日	0.600	7.046	0
9月29日	1.050	1.535	0

叶绿素 a 值不高, 透明度却很低, 这同水库周边水土流失带来的大量悬浮物有关(6月12日日降水量为43.89mm, 7月25日日降水量为49.38mm). 忽略这两天的数据, 山仔透明度与叶绿素 a 之间表现出反双曲线关系. 同时对透明度和叶绿素 a 取双对数, 拟合曲线 $\lg(\text{SD})=0.0034-0.1856\lg(\text{Chl.a})$, $R=0.9127$. 这样即可计算出四项参数的 *TSIc* 值.

(2) 层次分析法: 根据日本学者 Aizaki 等修正卡尔森的 *TSI* 指数的判断矩阵^[16], 该判断矩阵 $\lambda_{\max}=4.0133$, $CI=0.0044$, $RI=0.90$, $CR=0.0049$, 具有满意的一致性. 其中四个因子相对重要性为: 叶绿素 a>透明度>总磷>总氮, 相应权向量为相应权向量为 $W=(0.5077, 0.2624, 0.1515, 0.0783)$. 将各指标的 *TSI* 值分别

乘上其权重, 求和得到各指标的综合 *TSI* 值, 便于对水质富营养化状况进行综合评价.

3.4.2 评价结果 山仔水库出水水质富营养化和综合评价指数均大于55(图4). 2006年5月12日(JULIAN DAY=132)的 *TSIc* 值最高, 几乎达到了80, 属超富营养化状态. 从2003年春季开始, 福州市监测站对山仔水库藻类数量进行了连续的监测, 从结果看, 每年都有2个藻类爆发高峰期分别在春末和秋初^①. CE-QUAL-W2模型再现了山仔水库的第一次大规模水华爆发, 从2006年4月29日(JULIANDAY=119)开始直到5月12日(JULIAN DAY=132)达到最高峰, 然后缓缓下降, 至5月底开始, 水华又出现小幅度的上升趋势(图3). 根据实际监测结果, 水体中N、P含量较高, 这是因为每年4-5月是春夏交替变换时期, 在太阳热辐射的作用下, 水温逐渐回升, 水体中微生物活跃, 水库底质及底质附近的生物残体, 有机碎屑中微生物分解速度加快, 并向水体释放氮素, 以满足在生长旺季的冬春交替时期对营养元素的需求.

① 《山仔水库富营养化成因和防治对策研究》课题组. 山仔水库富营养化成因和防治对策研究报告. 福建: 福建省环境保护科学研究所, 2004: 36-39.

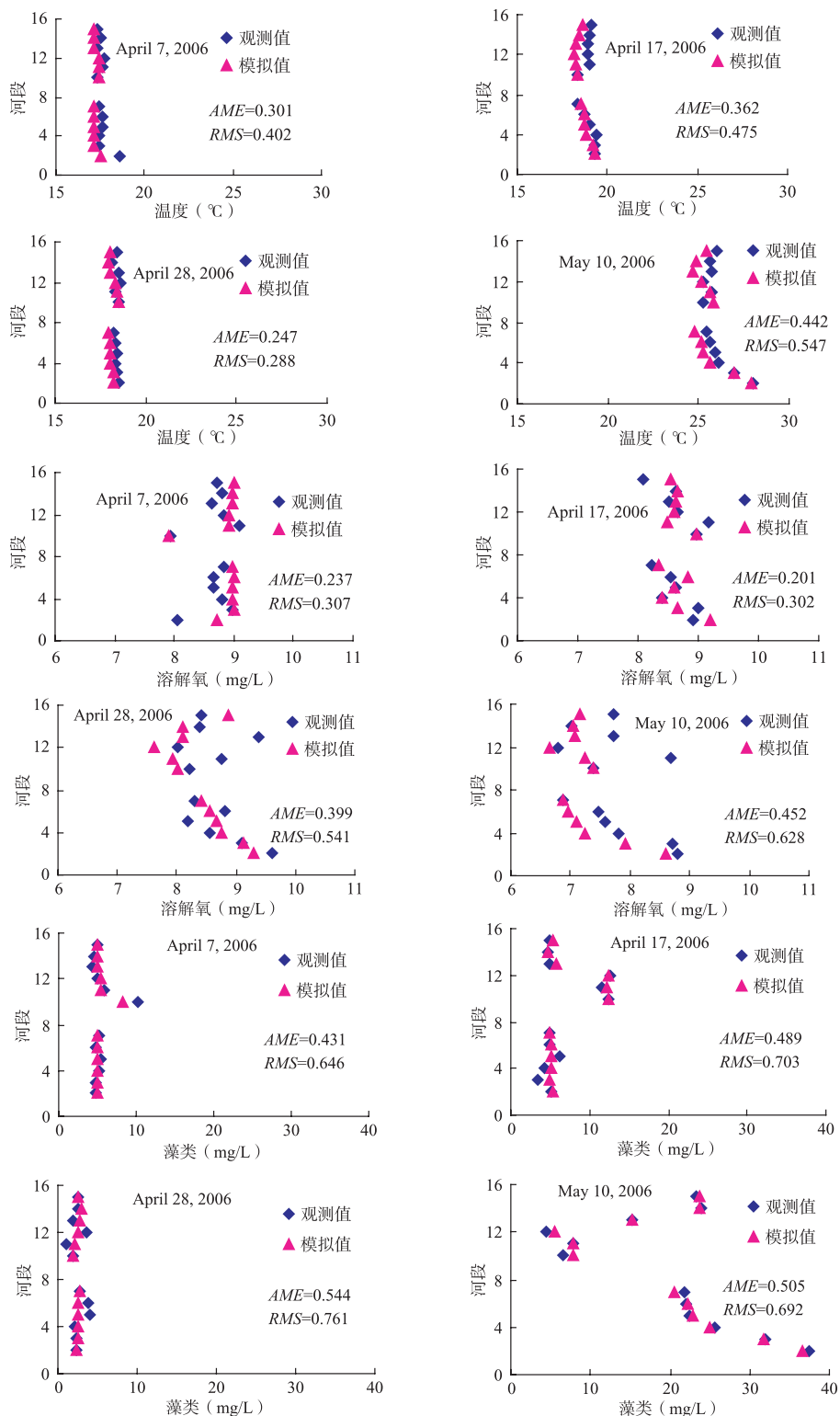


图3 水温, 溶解氧和藻类的实测与计算值河段纵向分布

Fig.3 Observed and computed data for temperature, dissolved oxygen and algae at segments

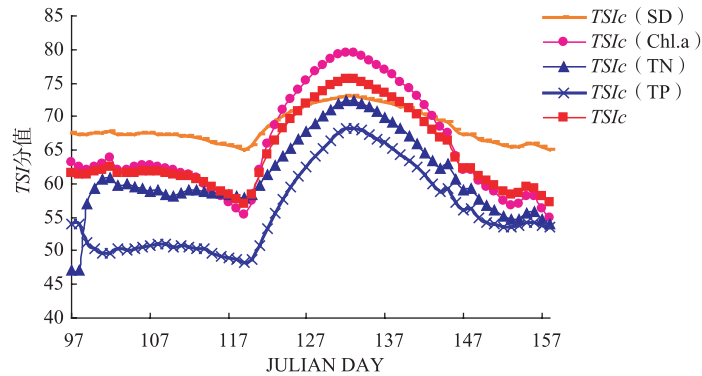


图4 4月7日至6月7日 TSI 指数(JULIAN DAY 在模型内部用于代表日期, 将1月1日午夜作为1.0, 每增加一天, 其值增加1.0, 据此, 4月7日即 JULIAN DAY=97, 至6月7日即 JULIAN DAY=158)

Fig.4 TSI from Apr. 7th to Jun. 7th

4 降低水库水位与增加出流量影响出水水质的情景模拟

一般来说, 增加水库下泄量有利于水质的改善. 增加山仔水库下泄量后, 可能会带来两方面变化: 其一, 库中水位下降; 其二, 水库出流量增加. 而这两种情况都可能导致水库水量的严重不平衡, 出于模型稳定性考虑, 经过调试, 确定水位降低2m或出流量增加至原出流量的1.06倍后, 模型仍然能够容纳水量的不平衡状态, 若超过临界值, 模型变得不稳定, 运行中断. 应用 CE-QUAL-W2 分别模拟水面高程降至86.0m、水库出流量增至原出流量的1.06倍后水库各参数指标的变化情况, 从而对增加下泄量对于山仔水库下游水质的影响进行分析.

为了清晰地展现增加下泄量对于水库水质的影响, 现将2006年4月7日至6月7日水库出水口处原始状况、水位降低、增加出流量3种情况下, TDS、正磷酸盐、氨氮、硝酸盐、溶解氧、叶绿素a六个参数的浓度随时间的变化情况进行对比, 如图5所示.

从六个水质参数变化对比图中看出, 水位降低、出流量增大的情况下, 各水质参数随着时间的变化趋势与原始流量接近, 尤其是 TDS, 几乎重合. 由此可见, 水位降低、出流量增大对于 TDS 的影响并不明显. DO 浓度大大提高, 最高增长幅度可达51.1%. 但同时叶绿素a的增长幅度也较大, 这是由于随着水位的降低、出流量的增大, 水深不可避免地下降, 使得日照充足, 加上水库中水体流动较为缓慢, 易于氮、磷物质的聚积, 给藻类的生长提供大量养料, 并且4、5月份气候条件适宜藻类迅速生长, 从而使得叶绿素含量大为增长. 水位降低、出流量增大使得水库中正磷酸盐、硝酸盐氮整体浓度降低, 其中硝酸盐氮浓度降低幅度更为明显, 最高可达87.1%, 在表层水里, 在硝化作用与硝酸盐的还原及同化作用的两种相反的过程的净作用下, 硝酸盐的浓度从4月7日呈上升趋势至4月29日达到最大浓度, 之后浓度下降, 应归因于浮游植物对硝酸盐的同化作用^[17]. 浮游植物摄取正磷酸盐比其释放磷的过程快, 所以正磷酸盐浓度下降. 氨氮也在水华期间下降, 这是因为浮游植物急剧消耗无机氮, 尤以氨氮为主.

提取出水口处数据, 构建层次分析结构, 建立水质综合评价模型, 对原始状况、水位降低、增加出流量三种条件下水库水质状况进行比较. 溶解氧 DO、硝酸盐氮、氨氮、正磷酸盐、叶绿素a、TDS 相对重要性程度参考1970年 R.M.Brown 等制定的“相对重要性评定”均值, 得出如下判断矩阵 B, 经进一步计算得出权重向量 W.

$$B = \begin{pmatrix} 1.00 & 1.71 & 1.71 & 1.71 & 2.14 & 2.29 \\ 0.58 & 1.00 & 1.00 & 1.00 & 1.25 & 1.33 \\ 0.58 & 1.00 & 1.00 & 1.00 & 1.25 & 1.33 \\ 0.58 & 1.00 & 1.00 & 1.00 & 1.25 & 1.33 \\ 0.47 & 0.80 & 0.80 & 0.80 & 1.00 & 1.07 \\ 0.44 & 0.75 & 0.75 & 0.75 & 0.94 & 1.00 \end{pmatrix}$$

权重向量 $W=(0.2735, 0.1595, 0.1595, 0.1595, 0.1280, 0.1200)^T$

$$A_j = \sum C_i W_i \tag{5}$$

式中: C_i 为各指标浓度值; W_i 为各指标权重值; i 分别为溶解氧 DO、硝酸盐氮、氨氮、正磷酸盐、叶绿素 a 和 TDS. $W=(0.2735, 0.1595, 0.1595, 0.1595, 0.1280, 0.1200)^T$

$$WQI = \frac{\sum_{j=1}^n A_j}{n} \tag{6}$$

式中: WQI 为多天权重加权值的平均值, n 为评价天数, 这里取 4 月 7 日至 6 月 7 日共 62d. A_j 为参评的单天权重加权值.

将 4 月 7 日至 6 月 7 日出水口处模拟得到的 6 项参数赋予权值并经加和后得出 A_j 值再求其平均值 WQI , 在原始状况下 $WQI=2.9881$, 水位降低后 $WQI=2.8957$, 出流量增大后 $WQI=2.6938$. 从这 3 个数值比较看出, 水位降低、出流量增大有利于春季水华期间水库出水水质.

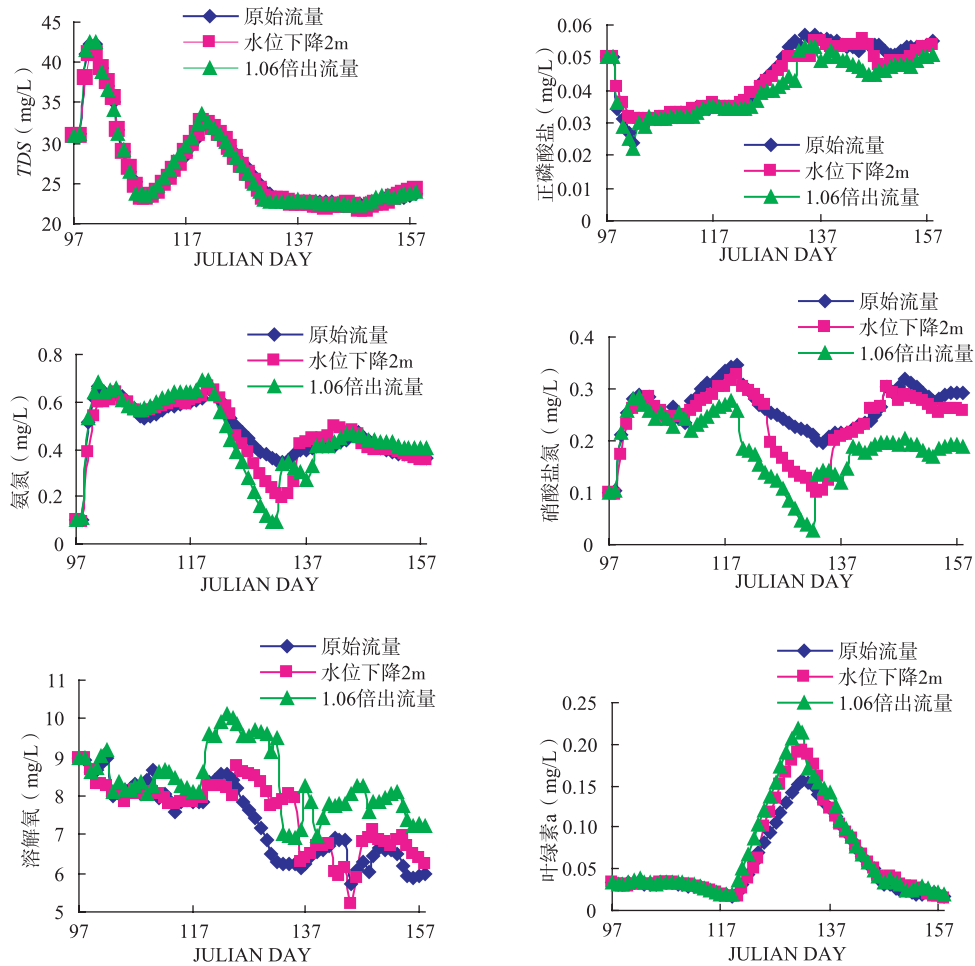


图 5 三种情景模拟下 TDS, 正磷酸盐, 氨氮, 硝酸盐氮, 溶解氧和叶绿素 a 变化对比情况
 Fig.5 Comparison of TDS, phosphate, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, dissolved oxygen and Chl.a under three scenarios

5 结论

(1) 利用 CE-QUAL-W2 建立山仔水库水力水质模型, 通过对 10 组模拟值与观测值的统计分析, 校正期和验证期间温度模拟误差小于 1℃ 的超过 90%; 溶解氧模拟误差小于 1mg/L 的占 86%; 对于藻类的模拟, 吻合程度没有温度和溶解氧模拟的吻合程度高, 但是, 藻类的总体变化趋势与实测值基本保持一致. 各模拟组分都能够得到比较准确的再现, 进一步证实了 CE-QUAL-W2 模型对山仔水库的适用性, 也可以为同类型水库提供参考.

(2) 模型验证完毕, 进一步针对山仔水库春季出水水质的模拟结果进行富营养化评价, 评价结果表明: 山仔水库出水水质富营养化, 综合评价指数均大于 55. 2006 年 5 月 12 日的 *TSIc* 值最高, 几乎达到了 80, 属超富营养化状态, 影响山仔水库的供水安全. CE-QUAL-W2 模型的模拟结果显示: 山仔水库 2006 年春季大规模水华的出现介于 4 月 29 日至 6 月初之间.

(3) 通过情景模拟, 在原始状态, 水位降低、出流量增大 3 种情况下分别利用 DO、硝酸盐氮、氨氮、正磷酸盐、叶绿素 a、TDS 6 个参数建立山仔水库出口水质综合评价模型, 原始状况下 *WQI*=2.9881, 水位降低后 *WQI*=2.8957, 出流量增大后 *WQI*=2.6938, 说明适当增加水库出流量或降低水库蓄水水位, 即增大水库下泄量有利于提高水库下游饮用水取水口水质. CE-QUAL-W2 模型针对山仔水库的下泄量进行了优化调度模拟, 该调度措施可作为山仔水库水质改善的参考措施.

6 参考文献

- [1] 张中项, 钱 易. 城市可持续发展与水污染防治对策. 北京: 中国环境工业出版社, 1998: 34.
- [2] 吴舜译, 夏 庆, 刘鸿亮. 中国流域水污染分析. 环境科学与技术, 2000, (2): 1-6.
- [3] 启振良, 宋卫峰. 应用水质模型方法研究河流污染控制. 江苏环境科技, 2000, 13(4): 15-17.
- [4] Gye Woon Choi, Shang Jin Ahn. 韩国水资源与水环境管理总体规划. 水体水电技术, 2003, 34(1): 26-29.
- [5] 丛 澜, 陈祥彬. 借鉴莱茵河污染治理经验加强我省流域水环境管理. 福建环境, 2003, 20(1): 20-23.
- [6] 汤建中, 宋韬江, 心 英等. 城市河流污染治理的国际经验. 世界地理研究, 1998, 7(2): 114-119.
- [7] Thomas MC, Scott AW. CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, Version 3.2 User Manual. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 2004: 22-50.
- [8] 王 骥, 王 建. 浮游植物的叶绿素含量、生物量、生产量相互换算中的若干问题. 武汉植物学研究, 1984, 2(2): 249-258.
- [9] Wetzel RG. Limnology. 2nd ed. Philadelphia: Saunders College Publ Co, 1983: 51-52.
- [10] OECD. Eutrophication of waters. OECD, 1982: 63-65.
- [11] Carlson RE. A trophic state index for lakes. *Limnol Oceanogr*, 1977, 22(2): 361-369.
- [12] Aizaki M, Otsuki A, Fukushima T *et al.* Application of modified Carlson's trophic state index to Japanese lakes and its relationships to other parameters related to trophic state. *Res Rep Natl Inst Environ Stud*, 1981, 23: 13-31.
- [13] Goda T. Comprehensive studies on the eutrophication of freshwater areas, XI: summary of researches. *The National Institute for Environmental Studies*, 1981, 27: 59-71.
- [14] 全国主要湖泊水库富营养化调查研究课题组. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 1987.
- [15] Lech Kufel. Dimictic versus polymictic masurian lakes: similarities and differences in chlorophyll-nutrients-SD relationships. *Hydrobiologia*, 1999, 408/409: 389-394.
- [16] 蔡庆华. 湖泊富营养化综合评价方法. 湖泊科学, 1993, 9(1): 2-3.
- [17] 刘建康. 高级水生生物学. 北京: 科学出版社, 1999: 42-43.