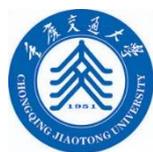


分类号 X824

单位代码 10618

密 级 公开

学 号 622180094008



重庆交通大学

硕士学位论文

基于不同运行模式的官厅水库 水质过程模拟

研究生姓名: 孙 先 忍

导师姓名及职称: 童 思 陈 教授

黄 国 鲜 研究员

申请学位类别 工学硕士 学位授予单位 重庆交通大学

一级学科名称 水利工程 论文提交日期 2021年 6月 9日

二级学科名称 水利水电工程 论文答辩日期 2021年 6月 5日

2021年 6月 9日

Study on water quality process of Guanting Reservoir Based on different operation modes

A Dissertation Submitted for the Degree of Master

Candidate: Sun Xianren

Supervisor: Prof. Tong Sichen

Supervisor: Prof. Huang Guoxian

Chongqing Jiaotong University, Chongqing, China

重庆交通大学学位论文原创性声明

本人郑重声明：所提交的学位论文，是本人在导师的指导下，独立进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的作品成果。对本文的研究做出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本人完全意识到本声明的法律结果由本人承担。

学位论文作者签名：孙先忍

日期：2021年6月9日

重庆交通大学学位论文授权使用授权书

本学位论文作者完全了解学校有关保留、使用学位论文的规定，同意学校保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件和电子版，允许论文被查阅和借阅。本人授权重庆交通大学可以将本学位论文的全部内容编入有关数据库进行检索，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存和汇编本学位论文。同时授权中国科学技术信息研究所将本人学位论文收录到《中国学位论文全文数据库》，并进行信息服务（包括但不限于汇编、复制、发行、信息网络传播等），同时本人保留在其他媒体发表论文的权利。

学位论文作者签名：孙先忍

日期：2021年6月9日

指导教师签名：童思陈

日期：2021年6月9日

本人同意将本学位论文提交至中国学术期刊（光盘版）电子杂志社 CNKI 系列数据库中全文发布，并按《中国优秀博硕士学位论文全文数据库出版章程》规定享受相关权益。

学位论文作者签名：孙先忍

日期：2021年6月9日

指导教师签名：童思陈

日期：2021年6月9日

摘 要

官厅水库作为北京市及周边地区重要的城市备用水源地，其水质健康与否具有重要的战略意义。本文以官厅水库为研究对象，通过实测数据分析，建立官厅水库水动力-水质三维模型，计算氮磷等营养盐在水库中的迁移转化过程，并结合目前官厅流域生态流量和外流域调水等问题，进一步定量计算出官厅水库在不同调水和生态下泄运行模式下的水质变化，以期为官厅水库科学运行管理和水质改善提供参考。本研究得出主要结论如下：

(1) 官厅水库 2010-2017 年常规监测水质数据中 DO、NH₃-N、COD_{Mn}、BOD₅ 多年平均浓度分别为 9.77、0.45、4.76 和 2.54 mg/L；TP、TN 常年处于高浓度，多年平均浓度分别为 0.15 mg/L 和 3.44 mg/L。

(2) 建立了官厅水库水动力-水质三维模型，经验证，水位的拟合度较高，WT 与 DO 的相对误差分别为 10.33%~24.72%、11.01%~22.32%，NH₃-N 与 COD 相对误差均在 30%内，而 TN、TP 相对误差分别为 23.70%~29.45%和 13.98%~29.16%。

(3) 计算表明：官厅库区流速较小，各库区流场在丰、平、枯水期分布差异明显。近坝区温度与溶解氧具有明显的分层特征，表层水温在 0~25 °C 之间，平均 13 °C；底层水温保持在 10 °C 以内；溶解氧表现为表层水体趋于饱和(DO>10 mg/L)，而底层长期处于缺氧或厌氧状态 (DO < 2 mg/L)。

(4) 模拟表明：TN 浓度冬季最高，夏季稍低，秋季与春季相对较低，但在夏季，库区底层水体中出现一个小高峰，冬季表层水体浓度高于底层。TP 浓度随时间动态变化呈现出夏季较高、秋季稍低、春冬季整体浓度不高，垂向波动较小的特征。Chl-a 浓度主要集中在夏秋表层水中，春冬季节浓度均较低。

(5) 在调水和生态下泄作用下，Chl-a 浓度下降约 3.62~7.22 ug/L，但仅考虑调水或生态下泄，对 Chl-a 浓度影响不大。TP 浓度在生态下泄后期处于低值状态，而在引黄调水初期显著增加。TN 浓度在仅考虑生态下泄情景时变化不显著，在考虑引黄调水后，TN 浓度平均增加 122.19%，同时考虑引黄调水和生态流量下泄情景时，TN 呈现先增加后减小的变化趋势。工程实践中可以考虑引黄调水增加库容，以此降低氮磷浓度，同时考虑生态下泄来降低 Chl-a 浓度，限制藻类生长。

本研究方法和结果对科学认识及定量求解外流域调水对水库生态调度作用下官厅及其类似条件的水库库区水质变化过程和水库水环境的科学管理具有一定的应用和参考价值。

关键词：水库运行模式，水质过程模拟，EFDC 模型，官厅水库

ABSTRACT

Guanting reservoir (GTR) is an important urban water resource in Beijing and its surrounding areas, and its water quality is of great strategic significance. Based on relevant study of Guanting Reservoir, the hydrodynamic water quality model of Guanting Reservoir was established by mathematical means, the self-purification and migration law of water quality parameters such as nitrogen and phosphorus in the reservoir was simulated, their changes with time and space was described, and the scheme of restoring the water quality of GTR was further considered through the method of joint operation of water quality and quantity combined with the current ecological flow of Guanting basin. The research of this paper is hoped to provide reference for the scientific operation management and water quality improvement of GTR. The main conclusions are as follows:

(1) The average concentrations of DO, NH₃-N, COD_{Mn} and BOD₅ in GTR from 2010 to 2017 were 9.77, 0.45, 4.76 and 2.54 mg·L⁻¹, respectively; the long-time average concentrations of TP and TN were 0.15 and 3.44 mg·L⁻¹, respectively.

(2) The three-dimensional hydrodynamic water quality model of GTR was established, and the verification results showed that the fitting degree of water level is high, the relative errors of WT and DO are 10.33% ~ 24.72% and 11.01% ~ 22.32% respectively. The relative errors of NH₃-N and COD are within 30%, while the relative errors of TN and TP are 23.70% ~ 29.45% and 13.98% ~ 29.16% respectively.

(3) The simulation results show that water velocity in GTR area is relatively small, and the distribution of flow field in each reservoir area is significantly different in wet, normal and dry seasons. The surface water temperature is between 0 ~ 25 °C, with an average of 13 °C; the bottom water temperature remains within 10 °C in every period; the DO concentration in the surface water tends to be saturated (DO > 10 mg·L⁻¹), while the bottom water is in anoxic or anaerobic state for a long time (DO < 2 mg·L⁻¹).

(4) The results showed that TN concentration in different seasons was sorted as winter > summer > autumn > spring, but there was a small peak in the bottom water in summer, and the concentration in the surface water was higher than that in the bottom water in winter. TP concentration was higher in summer, lower in autumn, lowest in spring and winter, and TP concentration fluctuation in vertical direction is relatively lower. The high concentration of Chl-a was mainly discovered in surface water in summer and autumn, and much lower Chl-a concentration appears in spring and winter.

(5) In the process of water diversion and ecological discharge, Chl-a concentration decreased by 3.62 ~ 7.22 ug/L, but separate process of water diversion or ecological discharge had little effect on Chl-a concentration. TP concentration was low in the late stage of ecological discharge, but increased significantly in the early stage of water diversion from the Yellow River. TN concentration is less likely to change considering ecological discharge scenario alone, but increases by 122.19% on average when

considering water diversion from the Yellow River. Considering the water diversion from the Yellow River and ecological discharge scenario synchronously, TN concentration increases firstly and then decreases. In engineering practice, diversion from the Yellow River to increase GTR storage capacity, and reduce the concentration of nitrogen and phosphorus is practicable, ecological discharge to inhibit the growth of algae should be considered at the same time.

The research methods and results give positive impetus for scientific understanding and quantitative solution of water diversion from outer basin, hold a good application prospect in water quality evolution process of GTR regulated by reservoir ecological operation and reservoirs under similar conditions, and provide reference for scientific management of reservoir water environment.

KEY WORDS: reservoir operation mode, water quality process simulation, EFDC model, Guanting reservoir

目 录

第一章 绪论	1
1.1 选题背景与研究意义.....	1
1.2 国内外研究现状.....	2
1.2.1 水库水质模型研究进展.....	2
1.2.2 EFDC 模型在水库中研究进展.....	5
1.2.3 水库运行模式对水质的影响.....	7
1.2.4 官厅水库研究现状.....	8
1.3 主要研究内容.....	12
1.4 技术路线.....	12
1.5 章节安排.....	13
第二章 研究区概况	15
2.1 自然地理.....	15
2.1.1 流域概况.....	15
2.1.2 水库概况.....	15
2.2 气象水文.....	17
2.2.1 气候状况.....	17
2.2.2 水文状况.....	19
2.3 社会经济.....	21
2.4 本章小结.....	22
第三章 官厅水库水质现状分析	23
3.1 数据来源与处理.....	23
3.1.1 数据来源.....	23
3.1.2 数据处理.....	24
3.2 研究区水质因子特征分析.....	24
3.2.1 水质因子描述性统计.....	24
3.2.2 水质因子相关性分析.....	26

3.3 水质因子时空分布特征.....	26
3.3.1 水质因子时间特征分析.....	26
3.3.2 水质因子空间特征分析.....	29
3.4 本章小结.....	30
第四章 官厅水库水动力-水质模拟.....	32
4.1 模型简介.....	32
4.1.1 水平和垂向坐标系统.....	32
4.1.2 水动力基本方程.....	32
4.1.3 紊流闭合模型.....	34
4.1.4 水质与富营养化模型.....	35
4.1.5 定解边界条件.....	35
4.2 模型构建及验证.....	36
4.2.1 模型配置.....	36
4.2.2 参数率定.....	40
4.2.3 模型验证.....	43
4.2.4 误差分析.....	52
4.3 模拟结果与讨论.....	55
4.3.1 流场分析.....	55
4.3.2 水温分析.....	56
4.3.3 溶解氧特征分析.....	57
4.3.4 总氮特征分析.....	58
4.3.5 总磷特征分析.....	59
4.3.6 叶绿素 a 特征分析.....	60
4.4 本章小结.....	61
第五章 不同运行模式下水质过程模拟.....	63
5.1 情景设置.....	63
5.2 不同情景下总磷、总氮与叶绿素 a 的浓度变化.....	65
5.2.1 叶绿素 a.....	65
5.2.2 总磷.....	65

5.2.3 总氮.....	66
5.3 不同情景下总磷、总氮与叶绿素 a 的空间响应.....	67
5.3.1 叶绿素 a.....	67
5.3.2 总磷.....	68
5.3.3 总氮.....	69
5.4 本章小结.....	69
第六章 结论与展望.....	71
6.1 结论.....	71
6.2 展望.....	72
致谢.....	73
参考文献.....	74
发表论文和参加科研情况说明.....	83

第一章 绪论

1.1 选题背景与研究意义

湖、库是最重要的淡水资源储存器，在维系生态平衡、保障生活与生产用水、调节径流、减轻洪涝灾害、发展旅游、提供水产品等方面发挥着至关重要的作用。在过去的几十年里，随着世界各地人口的增长和经济的发展，以及工农业生产力的提高，水资源的供应和需求一直在稳步增加。与此同时，由于不规范的污染排放，水质不断恶化，人类活动对湖库等水体的影响愈来愈大，使众多水库及湖泊的水质恶化甚至引发富营养化问题。这给水资源管理带来了巨大的挑战，特别是在像我国这样的快速发展中国家，正逐步面临水资源短缺和水质恶化的共同影响。

官厅水库是海河流域最大的支流永定河上修建的第一座大型水库，其设计初衷是用于防洪、灌溉，并兼作供水与发电之用，其距离首都北京大约 80 公里，是北京市最重要的备用水源地。近年来随着上游及库区周边地区工农业的迅速发展和居民生活水平的提高，导致大量的工业污水和生活污水进入河道，根据《官厅水库流域水质改善关键技术研究》报告统计，官厅水库废污水年入库量达 $9328 \times 10^4 \text{ m}^3$ ，其中永定河入库污染最严重，年入库污染物总量占比超过 90%，达 $8600 \times 10^4 \text{ m}^3$ ，妫水河因入库流量相对较小，入库污染物总量相对较小，约 $540 \times 10^4 \text{ m}^3$ ，库区周边 $188 \times 10^4 \text{ m}^3$ 。

此外水库周边生态环境恶化与连年干旱造成入库水量逐年锐减，官厅水库生态环境恶化持续加重，并于 1997 年底被迫退出北京市饮用水供应系统。2000 年以来，由于上游流域的污染状况没有得到有效控制和连年干旱造成水量的进一步减少（实际蓄水量仅 $1.5 \sim 2.0 \times 10^8 \text{ m}^3$ 左右），水质继续恶化，连年发生大面积的水华现象。首都北京仅剩密云水库一个饮用水地表水源，2002 年，密云水库入库水量仅 $0.24 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，供水量 $7.11 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，年末储水量仅剩 $15.41 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，可用水量不足两年。面对首都水资源日益紧缺的严峻形势，北京市政府联合周边及相关部門在《21 世纪初期首都水资源可持续利用规划》中提出了“稳定密云，改善官厅”的上游地区水资源保护方针。

官厅水库是新中国建立后第一座大型水库，本具有较大库容，在防洪、蓄水、灌溉、供水等方面具有重要作用，但由于永定河来水中携带的大量泥沙，造成了库区泥沙淤积，大大减少了该区域的原始库容。另外，灌溉用水的过渡使用及市政和工业用水的大量增加，都影响了库区饮用水源的供应。水电厂的用水，也导致了下游区域水量供应的极不稳定。为了解决官厅水库供水能力，保证周边用水安全，并

提高下游地区生态环境, 1984年起, 在北京市政府及官厅水库管理局等部门联合调控下, 实施了由上游水库白河堡水库向官厅水库补水的市内跨流域补水措施; 自2003年起, 由水利部组织实施从官厅水库上游山西省、河北省各水库开展本流域集中输水, 但由于上游用水结构改变和河道蓄水拦截, 官厅水库实际收水率不高, 造成官厅流域生态水资源亏缺, 水库下游河道出现季节性断流, 目前官厅下游段依然受水资源不足、河道土壤沙化及下游河道水生态系统退化等问题的困扰。因此, 要保证官厅下游生态流量对保障永定河生态功能健康有着重要意义, 而永定河流域水资源供需矛盾突出, 作为治理永定河流域的重点工程, 官厅水库现有调度条件下难以满足下游的生态需水量, 需要流域外的水资源调度来满足永定河流域的生态需水量。2016年后开始计划实施引黄河水进行生态补水, 具体由上游万家寨水库在一定时间内进行放水补偿, 这将在一定程度上改善官厅水库下游地区的水生态状况, 同时生态补水, 在一定程度上保障了首都供水安全和永定河水生态环境。而官厅水库作为永定河上枢纽水库, 对解决永定河生态水量亏缺问题具有一定的战略地位。根据《永定河流域水生态修复目标》, 官厅段重点是提升水源涵养和水资源保护能力, 推进官厅水库及冬奥会和世园会水源地保护、自然保护区建设和河岸景观林建设工程等。

为改善官厅水库水质和修复永定河生态功能, 应研究好水库的富营养化与藻类水华的生态关系, 因此就必须对官厅水库流域的水环境状况进行综合全面的治理, 而在进行科学和系统的治理前, 首先需要弄清在整个流域污染物排放现状, 以及污染物在水库中的自净和迁移规律。此外, 我国正大力开展水库生态调度的相关研究, 但多侧重于生态流量的确定和多目标生态调度的实现, 而对不同生态调度运行模式下水库库区水质变化过程的研究还比较匮乏。目前针对官厅水库已有的研究较多关注的是基于实测数据对其富营养化成因进行分析, 而对库区水质的三维模拟与分布规律探讨不多, 且考虑不同调度运行模式对其影响的研究未见相关报道。

因此本文期望通过数值模拟手段, 建立官厅水库富营养化与水华之间的关系模型, 考虑底泥的释放、大气沉降等因素, 模拟出水质参数在水库中迁移转化规律及时空变化情况, 并结合目前官厅流域下游河道生态流量问题, 进一步考虑通过水质水量联合调度的方式, 探讨官厅水库在不同运行模式下氮、磷营养盐及藻类浓度的变化过程, 以期为恢复官厅水库水质提供参考方案。

1.2 国内外研究现状

1.2.1 水库水质模型研究进展

水质模型是水环境管理的有效工具之一, 通过水质模型的模拟结果来进行管

理决策,目前已应用较广泛。随着国内外专家学者对水体水环境研究的深入,在湖泊、河流、河口与海岸等水体的研究成绩斐然,针对水体研究区域的水动力和水质变化的机理研究正逐步发展,同时也开发形成了一大批水动力-水质模型。尤其在水库水环境管理研究方面,水动力数值模拟模型已经有较为成熟的研究案例。

目前使用较广的主要有:美国国家环境保护局(National Environmental Protection Agency,USEPA)开发的环境流体动力学模型(Environmental Fluid Dynamics Code,EFDC)^[1-4]、荷兰 Delft 水力学实验室(Netherlands Hydraulics Laboratory, NHL)开发的 Delft3D 应用软件^[5-7],丹麦水利研究所(Danish Hydraulic Institute, DHI)开发的 Mike 系列(Mike flood, Mike11, Mike21, Mike3)等软件^[8-10],应用于水生系统一个动力学控制体的水质分析模拟程序(The water quality analysis simulation program, WASP)^[11]软件^[12]及由美国陆军工程兵团和波特兰州立大学负责开发的 CE-QUAL-W2(A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model)^[13]等等。

通过查询文献,搜集了上述五种较常用的水环境水质模型,对其研究对象、基本模块及参数进行对比描述,列出了近3年各水质模型在水库水体中的应用情况,如表2.1所示,下列模型均能很好的模型各类水体中水质参数的变化过程,但对于特定水体和特定环境而言,他们具有各自的优劣性。

就水库水质模拟部分而言,上述软件具有不同的优劣势, Mike Ecolab 模块具有开放性,研究者可根据需求定制总氮、总磷和透明度等衍生变量,是一组通用的、机械的生态风险评估模型,旨在评估过去、现在和未来水生生态系统中各种应激源(包括营养物质、有机废物、沉积物、有毒有机化学品、流量和温度)的直接和间接影响。Delft3D 模型水生态动力过程模拟能力相当突出,并且能够清晰地表达大气、水和底泥沉积物之间相互交互过程。CE-QUAL-W2 是一个二维、纵向/纵向、流体动力学和水质模型,采用最先进的数值求解方案(最快)求解横向平均平流-色散方程。该模型能与流域模型进行耦合,包括 HSPF、QUAL2E 等,并由地理信息系统数据支持。此外,由于该模型假定横向均匀性,因此它最适合于显示纵向和垂直水质梯度的相对较长和较窄的水体。WASP 是一个成熟的三维确定性模型,它为水生系统提供动态隔间模型,包括水柱和底层底栖生物。该模型能够模拟平流、弥散、点和弥散质量负荷以及边界交换的时变过程。如河流中的污染受到许多过程的影响,包括平流、扩散、衰减、水体之间的反应和复氧,溶质运移的一般方程考虑了平流-弥散,在没有非常详细(并且经常不可用)的输入数据的情况下以稳定的方式运行的能力是 WASP 的主要优势此外,该模型已成功地与以下内容耦合:用于水动力模拟的有限元水动力模型,模拟地表水水流水力变化对地下水影响的模块化有限差分地下水水流模型和模块化三维输运模型(MT3D),估算非点源污染物负荷。

表 2.1 常用水环境数值模拟模型对比统计

对比项目	WASP	EFDC	Mike Ecolab	De1ft3D	CE-QUAL-W2
空间维数	一、二、三维	一、二、三维	一、二、三维	一、二、三维	二维为主
研究对象	河流、湖泊、 河口、 海洋水体	水库、湖泊、 河流、海洋、 湿地、	水库、湖泊、 海洋、 河流、	水库、湖泊、 海洋、 河流、	河流、水库、 河口及较复杂 的组合系统
基本模块	示踪剂传输、 底质、 溶解氧平衡、 富营养化	水温、盐度、水 流、泥沙、波浪、 示踪剂、富营养 化、拉格朗日追踪	水流、 水温、 波浪、 水质、	水温、盐度、 水流、 泥沙、波浪、 水质、	流速、营养盐 浓度、 泥沙、水质、 冰盖、
模拟参数	溶解氧、重金 属、毒性物质、 生化需氧量、营 养盐、叶绿素 a、浮游植物	溶解氧、营养盐、 藻类、重金属、毒 性物质、泥沙、浮 游动植物、底泥、 粪大肠菌群	溶解氧、营养 盐、浮游动植 物、叶绿素 a、底泥沉积 物、重金属	溶解氧、浮游 植物和动物、 营养盐、叶绿 素 a、底泥、 重金属	水龄、 大肠杆菌、 保守示踪剂、 浮游 植物等
近 3 年研 究案例 代表 (2018- 2020)	三峡库区 ^[14] 、 El Pañe Reservoir ^[15] 、桃 林口水库 ^[16] 、 石河水库 ^[17]	清河水库 ^[18] 、小浪 底水库 ^[19] 、三峡库 区 ^[20] 、三峡库区湘 西湾 ^[21] 、党河水库 ^[22] 、丹江口水库 ^[23] 天津于桥水库 ^[24]	英那河水库 ^[25] 、澜沧江小 湾水库 ^[26] 、 鸭子荡水库 ^[27] 黄壁庄水库 ^[28]	三峡库区 ^[29,30] 、 青草沙水库 ^[31] 、 观景口水库 ^[32]	Amirkabir dam ^[33] 、 Diefenbaker reservoir ^[34] 、 Zayandeh Roud Dam ^[35] 、萌山 水库 ^[36] 、香溪 河库湾 ^[37]

EFDC 模型在水动力模拟方面有较强的优势，能够提供全面模拟泥沙输运、底泥和水体之间交互过程，能较好模拟水体内源性污染。在水质模拟方面，EFDC 模型水中需氧有机物含量采用有机碳指标来表征，并将有机碳分为溶解性碳、易溶性碳和难溶性碳三类组分。此外，为贴近真实水体中营养物循环过程，EFDC 模型同时将可溶性、易溶性和难溶性的组分概念应用到碳、磷和氮等营养元素循环过程。此外 EFDC 是高度通用的，可以用于河流、湖泊、河口、沿海地区和湿地的一维、二维或三维模拟。求解技术构成了一个有限体积-有限差分空间离散与交错网格。模型能够模拟各种各样的环境流动和运输问题，通常解决与人类健康和自然生态系统健康有关的关键问题。EFDC 可以与任何兼容 OpenMI 的模型相结合。例如，它可以与用于城市地区水文和水力建模的 InfoWorks-CS 相结合，也能将 HSPF 和

EFDC 联系起来, 在 EFDC 中, HSPF 的输出被用作边界条件, 以模拟河流水动力学和生物化学反应。在一个水动力水质模型的几项研究中, 将水动力学模型和水动力学模型相结合, 通过改进模型, 也能将底栖和浮游大型藻类作为独立的状态变量进行模拟, 并增加了一个沉积物成岩作用模型, 以模拟流域负荷和底栖营养通量之间的相互作用。

针对官厅水库特殊的地理条件、污染种类多、水浅等特点, 对模型进行选择, 然而所选择的模型应当具备一定的科学性及其可行性, 并在模型所需数据方面具有一定的充足性与可靠性, 此外还必须要求一定的开放性。通过前文不同模型比较, 结合官厅水库实际情况, 数据资料以及需要模拟的水质类别, 比较得出只有 WASP 模型、EFDC 模型、CE-QUAL-W2 模型均满足官厅水库水质模型的需求, 这几个模型中考虑了降解系数、大气复氧、硝化与反硝化过程、浮游植物的呼吸作用、光合作用、新陈代谢等很多因素, 但对于 WASP 模型和 CE-QUAL-ICM 模型没有水动力结果文件, 单独运行是无法进行水质模拟和计算的。而 EFDC 模型不仅较完善的考虑了浮游植物的蓝藻、绿藻、硅藻三种藻类优势, 也自带了成熟的水动力模块, 而且 EFDC 模型在使用范围、应用情况及可视化程度和使用开放性方面均有较大保证。因此本文选择了自带水动力模块的 EFDC 模型来模拟官厅水库库区三维水质变化过程。

1.2.2 EFDC 模型在水库中研究进展

EFDC 模型能够模拟各种各样的环境流动和运输问题, 通常解决与人类健康和自然生态系统健康相关的关键问题^[39]。针对水库特殊水体, 其不确定因素较多、机理较复杂、系统参数较多, 为了了解 EFDC 数值模型在水库中的最新应用进展, 基于相关文献, 综述了 2010-2020 年来 EFDC 模型在国内外水库的应用情况。

应用水动力模型可以便捷的了解水库的水动力特性。段扬等^[23]应用 EFDC 模型研究了丹江口水库的水位、水温等水力要素的变化特性, 为南水北调工程的水源管理提供参考。陈婷^[40]运用 EFDC 模型建立了大伙房水库三维水沙数值模型, 研究了大伙房水库突发性水环境污染事故状态下水质状况。王栋等^[18]以清河水库为例, 基于 EFDC 水动力模块对清河下游的洪水过程进行模拟, 模拟了淹没水深、淹没范围和淹没历时等洪水风险要素。Arifin 等^[41]应用 EFDC 模型研究安大略湖水库的热过程。Chen 等^[42]应用校准的三维环境流体动力学代码模型来模拟美国阿拉巴马州班克黑德河水库系统中的非稳态流动模式和温度分布。Li 等^[43]基于环境流体动力学模型 (EFDC) 开发了三维流体动力学模型, 研究了大伙房水库不同恒定流量下响应水位变化的运输时间尺度。张鹏飞^[44]应用 EFDC 模型研究汤村水库水温时空分布特征及水温对下游的水环境的影响。Huang 等^[45]基于 EFDC 模型对水动力条件的改变对污染物质进入湖库具有的影响进行研究, 并基于模拟结果对我们

四大湖区的有毒有害物质的风险进行了评估。

湖库作为重要的淡水资源,承担着重要的水体功能,受到人类活动的影响大量外源性营养盐输入造成水库水体富营养化。为更好地整治湖库的富营养化,并对湖库富营养化的预警及防治进行剖析。蒋永丰^[46]结合对岗南水库进行现场监测与EFDC水质模型模拟,分析了2018-2019年岗南水库的物理生化指标进行分析,得出了改水库的水质演变特征,并分析了各水质指标在库区的分布状况,初步评价了水质安全预警技术。徐婉珍^[47]基于EFDC模型,模拟了2006~2007年潘家口水库内的水动力、营养物质循环以及藻类生长代谢过程。Zhang等^[48]基于EFDC开发了于桥水库水质模型(YRWQM),并成功应用于洪水期间对水库农业污染防控。Hua等^[49]针对梯级水库使用环境流体动力学代码(EFDC)建立了三维水动力和水质模型,量化了水质与改善措施之间的关系,并确定了单个水库的主要污染源。Zhang等^[50]以天津二王庄水库为例,提出了一种基于环境流体动力学代码(EFDC)模型结果的储层富营养化状态分级方法,研究了该水库水动力及水质的时空变化趋势,预测了天津二王庄水库的富营养化状态和富营养化的限制因素。李一平等^[51]使用EFDC模拟了长潭水库不同水期污染负荷削减的响应,为防治富营养化提供了参考。You等^[52]基于EFDC提出了一种优化水库水交换的方法,以改善水质,并通过水质参数,藻类生长限制因子和富营养化状态水平预测的水库的时空富营养化状态来评估改善情况。Chen等^[53]为分析丹江口水库富营养化情况,建立了三维富营养模型,研究分析了丹江口水库营养状态随时间空间的分布状况,并在此基础上探讨了调水工程对下游收水去区的影响。

浮游藻类和水体中的细菌是水生食物网的组成部分,在淡水生态系统的结构和功能中发挥着关键作用。Wang等^[54]使用三维(3-D)动态环境流体动力学代码(EFDC)模型来模拟密云水库的水动力和藻类过程,讨论了密云水库水质变化的几个重要影响,Zeng等^[55]为了预测外流域跨流域调水项目对接收水体的N&P(氮和磷)浓度和富营养化风险的影响,应用了环境流体动力学代码(EFDC)模型。通过设置13种情景,以充分了解不同水文年,不同水量和输水时间以及不同N&P浓度流入之间的N&P和叶绿素a(Chl a)变化。为了了解与水动力和生态系统过程相关的养分归宿,zhang等^[56]基于EFDC提出了一种耦合建模方法,该方法由分水岭模型和水动力模型组成,并成功用于评估中国福州水口水库系统中的养分归宿。

当前经济快速增长的背景下,沉积物和重金属转移模型的研究一直是世界上的热点问题,Wang等^[57]以环境流体动力学程序(EFDC)为基础,建立了水动力、泥沙和重金属的耦合模型,并将其应用于太湖。研究太湖水柱中的重金属与湖床中

沉积物的再悬浮的关系，选择了两种不同浓度的典型重金属 Cr 和 Fe 建立了基于环境流体动力学规范(EFDC)的流体动力学，沉积物和重金属相关耦合模型来描述太湖水柱和沉积层之间重金属的运输过程；结果表明，该模型可用于模拟太湖沉积物和重金属输送过程，为小时间尺度的水质管理提供了有效的工具。在水库中进行沉积物研究一般偏向于实验数据分析而模拟研究较少。

EFDC 模型也可用于水环境容量计算，这也是流域生态治理的重要依据，已广泛应用于流域生态保护及修复研究^[58]，利用模型进行水环境容量进行估算对水环境综合治理具有重要参考意义。贾海峰等^[59]使用 EFDC 模型计算出辽宁省柴河水库允许纳污负荷量，证明了方法具备科学性与计算精度。Liang 等^[60]以密云水库为研究案例，使用环境流体动力学代码(EFDC)建立了一个允许污染物负荷计算平台，同时采用贝叶斯方法评估参数不确定性对水质模型模拟和它对 TMDL 计划中允许的污染物负荷计算的影响。张永勇等^[61]基于 EFDC 模型构建了水库三维水动力-水质模型，以深圳市重要饮用水源地--石岩水库为例，动态模拟了该水库典型年的纳污能力的季节性变化。

随着 EFDC 模型应用越来越成熟，与其他模型耦合及再开发逐渐成新的发展趋势，为实现对乌东德水库蓄水后水质演变过程的定量预测，研发乌东德水库水质模拟推演系统。杨坤等^[62]采用半紧密式集成方式集成功能强大、源代码开放的 EFDC 模型，通过 Java 编程语言编制模型和推演系统之间的接口，将水质模拟推演核心计算模型和信息系统串连起来，实现乌东德水库水质模型的联机在线运算。Gao 等^[63]为解决中国最大的人工平原水库-苏雅湖水库沉积和水质恶化问题，利用环境流体动力学代码 (EFDC)，开发了三维 (3-D) 流体动力学和水质模型，并用于评估储层内部水动力和水质对恢复措施的响应。Shi 等^[64]为解决垂直水温和循环误差，以米德湖水库为研究案例，将 Z 坐标和 SIG 坐标相结合以替换 SIG 坐标的 sigma-zed (SGZ) 坐标，结果表明有效地减少了模型的运行时间，并提升了仿真效率。

1.2.3 水库运行模式对水质的影响

水库蓄水运行后，对于河流上下游的物理性质的负面影响可以划分为栖息地特征变化和水文、水力学因子影响两类^[65]。近年来，针对水库不同调度运行模式对库区水质影响的研究逐渐增多。周颖^[66]等利用 MIKE21 水动力水质模型，分析了老石坎水库与赋石水库联合调度后水库间水质的相互影响，模拟了上游水库不同水质的调水对下游库区的影响，结果表明，上游调水水库水质好坏直接影响下游水库坝址处的下泄水质。

在梯级水电站联合运行环境下，李兰等^[67]应用采用美国三维流体力学规范建立水环境模型对大型水库水温的耦合数值计算。结合水库水循环、水库分层和流量，

对热传导规律的深入研究,在梯级水电站的运行环境中,重点分析了高坝和大型水库的蓄水情况及温度分层规律,以及储层累积效应。为梯级水电规划方案的调整提供科学决策依据。陈法兴^[68]以环境流体动力学为基础,使用测得的流量、水质和水位作为计算边界、模拟了明湖水库库区水体在静置期和交换期的水质情况,研究结果表明:当水静置约 27 天至 30 天时,氨的含量将略微超标,随着水停留时间的增加,氨水的停留时间比氨水长。并表明通过支鱼港补水闸、大尖闸与大冲闸联合调度运行,相机换水可有效保证库区水质安全。

为保障咸潮上溯情况下闽江下游水源地供水安全,潘红澈等^[69]建立基于环境流体力学程序(EFDC)建立了二维数值模型,利用 2013 年 12 月的同步资料对模型参数进行了标定,并对距离进行了模拟不同水流条件下盐分入侵及其对水源地的影响。结果表明,咸水入侵范围与排放量呈负相关,咸水入侵距离的增加将延长岷江下游水源地的不适宜水量。余昭辉等^[70]以青铜峡大坝上游 30 km 断面发生突发污染物泄漏事故为例,建立了黄河青铜峡水库二维水质模型 EFDC 模型,在不同水文条件下,研究了不同运行措施对 96 h 后污染的影响。唐天均等^[71]利用建立了丹江口水库的三维富营养化模型。该模型嵌入细网格沉积物成岩作用模型,并通过溶解氧、氨氮、总氮、总磷和叶绿素 a 进行了标定和验证。标定后的模型应用于 9 个场景,涉及多种关键因素的变化,如引水、总氮的增加和流入的减少。分析了营养状态的时空模式,并确定了潜在的水华区。赵云云^[72]以三峡库区大宁河回水区为研究区域,通过模拟三峡水库不同调蓄方式,得出在蓄水期和高水位运行期,干流与大宁河回水区水团氢氧稳定同位素比值均存在显著性差异,通过降低三峡水库蓄水速度是减小支流水体富营养化和藻类水化风险的有效措施。张丽薇^[73]以石岩水库为研究对象,模拟研究了水库水位波动优化调节技术对藻类防控的可行性及上游来水水源污染负荷削减对藻类生长的影响。李琨等^[74]为研究三峡库区调度对御临河水动力水质影响的量化问题,耦合 SWMM 和 EFDC 模型,构建了御临河流域的水文、水动力和水质模型,通过对建坝前后的模拟分析对比,探求了生态调节对御临河水动力水质的影响。

1.2.4 官厅水库研究现状

(1) 历史水质状况

从官厅水库的修建到现在,其水质经历了由好变坏,再逐渐好转的过程。自官厅水库建库以来,官厅水库水质较好,并作为北京地区的供水水源地,但是随着人们生活水平的提高,北京及周边地区工农业快速发展,从 20 世纪 70 年代左右,官厅水库首次出现水体污染现象,主要是由于上游河北张家口的工业与农业发展致使水体污染,其中,库区水体污染物主要以有机物和重金属为主^[75]。80 年代后,

官厅水库流域社会经济进一步发展,上游地区生活用水、农业用水与工业用水进一步增加,上游水体水量减少,导致官厅水库中的有机质污染物污染加剧,水体进一步恶化。到 20 世纪 90 年代初中期,除现有有机质污染物加重外,官厅水库出现严重水体富营养化,随着时间的推移,在一年中出现不同的水质污染情况,往往在枯水期水量较少的时候,库区水体甚至出现劣五类水^[76]。

1992-1995 年期间,在官厅水库库区检测出大量的大肠杆菌,水库中氮磷等富营养化程度加剧^[77-78]。随着北京及周边地区用水日渐紧张,官厅水库的严重污染引起了国家的重视,此后在环保部门的协调下,开展了对官厅水库水质的专项治理工程,企图恢复官厅水库饮用水源地功能,加大了对库区周边排污企业的治理,并在流域内修建了多个大型污水处理厂^[79]。自 2002 年起,水库污染状况基本得到了遏制,水质开始逐渐好转,终于在 2007 年,官厅水库恢复成为北京应急备用水源^[80]。之后,水库水质稳定好转,2010-2014 年其水质基本稳定在 II-III 类之间,虽然仍有个别时间段污染严重超标,但水质总体一直有向好的趋势^[81]。

(2) 入库水质研究现状

入库河流水质对库区水体的水质影响较大,除库区本底浓度的变化外,入库水体的水质浓度直接决定着库区水体好坏。从官厅水库入库河流来看,永定河是最重要的入库河流,其入库水量最大,水质影响也最大,永定河上游洋河支流流域,一直是京津冀地区钢铁、化工、热电等工业企业的聚集地,洋河一直接纳着流域内大量入河的污染物质,如大量的生活污水和工业废水^[82],因此洋河曾成为官厅水库水质重要入库河流,其中工业污水对周边环境和下游的官厅水库和下游地区人们饮水安全构成了严重的威胁^[83]。

有研究表明,在河北境内,70%的河流都存在不同程度的污染,其中洋河为严重污染类型^[84-85]。为探究库区污染来源及影响,黄满湘^[86-87]设置了不同情景下夏季农田暴雨径流情景,得出官厅水库水体中磷的主要来源来自于农田径流磷。齐鑫^[88]对在官厅水库上游地区延庆盆地,对盆地内土壤的全氮含量进行了测量研究,指出土地利用对土壤养分时空动态变化的影响,同时支出库区全氮的来源地。Wang 等^[89]通过研究官厅水库周边农药残留物 HCH 和 DDT,指出氮磷主要来源于农业源;马彦涛等^[90]在官厅水库周围进行野外人工降雨实验,指出官厅水库非点源汇总氮磷的贡献也来自于妫水河流域,且自浇水平地是溶解态氮的主要来源,低山和丘陵次之。

魏静等^[91]于平水期和丰水期同点位采集官厅水库、密云水库上游流域的地表水,分别测试了原水、悬浮物中的总氮、氨氮、硝酸盐和总磷的含量。结果表明研究区地表水处于富营养化状态,永定河水系氮磷含量相对较高,高值点主要分布在洋河干流断面。彭福利等^[92]采用主成分分析和层次聚类分析等多元统计分析方法,

综合评价了官厅水库入库断面八号桥 2006-2017 年丰水期和枯水期水质年际变化特征, 识别了不同阶段关键污染指标。

(3) 库区水质及富营养化

官厅水库自出现水质问题后, 早在 1986 年 WANG 等^[93]针对重金属污染进行相关研究; 汪双清等^[94]通过分析官厅水库中磷的来源、形态分布及其与富营养化的关系, 提出调控、清淤等初步建议; 梁涛等^[95]结合官厅水库及永定河枯水期水体中氮、磷和重金属含量进行分析, 发现在采集的 13 个样点中, 大部分样点的总氮总磷指标超过湖泊水库 IV 类标准, 个别样点甚至超过 V 类标准, 不同地点 N 的含量有显著差异。

2000 年后, 马凳军等^[96]采用了一种新的综合水质评价方法, 对官厅水库其中 11 种水质指标进行了质量分级, 表明重金属离子污染较轻, 有机物和营养物质受到更严重的污染。杨大杰^[97]根据 2001-2006 年官厅水库水质监测数据, 对总氮、氨氮、硝酸盐氮及亚硝酸盐氮等浓度变化进行分析, 发现 2004-2006 年的总氮和氨氮浓度大幅度下降, 硝酸盐氮和亚硝酸盐氮浓度变化不明显, 并由此提出了整治建议。He 等^[98]首次在官厅水库采用遥感 (RS) 方法, 利用 Landsat 5 专题制图器 (TM) 数据, 对藻类含量、浊度、化学需氧量、总氮、氨氮、硝态氮、总磷等 8 个常见水质变量建立了水质反演模型, 并进行了分析。结果表明, 在光谱辐射较弱的微污染内陆水体中, 各水质变量与遥感数据存在显著的相关关系。

2010 年后, 官厅水库富营养化变得严重, 刘浩等^[99]基于综合营养状态指数法, 适当修改了权重确定过程, 建立了官厅水库富营养化评价的方法体系, 探讨了水库富营养化的成因; Dai 等^[100]对北京官厅水库蓝藻及其毒素微囊藻毒素 (MCs) 进行了研究, 发现蓝藻优势种是微囊藻, 占藻细胞总数的 99%。张世禄等^[101]分析了 2001 年至 2011 年官厅水库氮磷营养盐监测资料, 表明官厅水库营养盐浓度较高, 水体水质处于 V 类, 总磷、总氮和高锰酸盐指数年平均浓度变化均有先升高后降低的趋势; 杨大杰等^[102]通过构建模糊综合评价模型, 对官厅水库水质情况进行综合评价分析。随着水环境监测技术的进步, 一些实用软件和硬件普遍用于水环境监测及计算中。田野等^[103]基于遥感技术建立水质参数遥感反演的生物光学模型, 对夏季官厅水库的非色素颗粒物浓度、叶绿素 a 浓度和有色可溶性有机物 (CDOM) 浓度进行了反演, 并对库区水质要素的空间分布进行了分析, 得到了大面积的水质分布图。汪星等^[104]采用连续统去除法对水生植物提取, 为进一步从生态角度研究官厅水生植物监测提供技术支持。Wang 等^[105]成功在官厅水库将光谱产品 (NDWI) 与空间形态产品 (sobel 边缘检测) 相结合, 提取出高分辨率水体图像, 进而对叶绿素 a (Chla) 含量进行估算。

(4) 底泥沉积物

许多研究表明,官厅水库建库泥沙淤积问题一直是一个困扰库区管理者的一个大问题,而相关研究表明,水库水体污染物,特别是氮磷等随泥沙迁移转化外,大部分会随泥沙沉积于库底,在一定的条件下,如水体受到流量或者风等因素的扰动,会造成底泥的释放,因此除随河流携带污染物入库外,底泥释放也是造成湖库二次污染的一个重要因素^[106]。当污染物进入水体时,部分污染物会被悬浮物吸收水中的微粒和微生物,但大量的微粒和微生物会被吸收被沉积物吸附,所以泥沙是大多数污染物的最终归宿。孙青等^[107]在官厅水库通过采集沉积物柱和上覆水来分析磷的含量和形态,表明上覆水中的磷主要以无机磷酸盐为主,水体中的磷以颗粒态为主,孔隙水中以有机磷占优势。

李乐勇^[108]对北京官厅水库的沉积颗粒进行了研究,结果再现了底泥颗粒物的吸附行为,并模拟了不同水流对底泥颗粒物的吸附情况。曲建航等^[109]以北京官厅水库和尼泊尔鲁帕湖(Rupa lake)的沉积物细菌群落进行了比较研究,表明二者沉积物中磷的各组分参数明显不同。Wen等^[110]以甾醇为示踪分子标记物,采用气相色谱-质谱联用(GC-MS)对官厅水库7个断面的19个沉积物样品进行了分析。表明,靠近河口和水库岸的地区污水污染更严重,且生活污水、浮游植物和陆生高等植物中甾醇的三种不同来源。Lei等^[111]根据官厅水库沉积物中氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)和磷酸盐($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)的垂直分布,估算了它们的扩散通量和年负荷。

此外,随着北京及周边地区经济快速发展、人口增速加快,永定河流域的生态环境和生态功能受到严重影响,常规水质目标恢复已经不能满足生态要求和服务功能。为了对官厅流域产水和净水两方面的服务进行定量、全面的分析,吴瑞等^[80]基于InVEST模型,对1995~2010年的官厅流域产水量、总氮和总磷产量进行了评价,分析了官厅流域产水服务和水质净化服务的时空变化。结果表明,1995~2010年官厅水库流域的产水服务先减弱后增加,但总体上是减弱,且气候变化和土地利用改变是案导致官厅水库流域掺水服务方式改变的主要原因。魏健等^[112]以永定河官厅山峡段为例,应用环境影响评价方法和生态需水量两种方法,计算了不同时期河流生态恢复所需水量,表明水文变异后,永定河生态严重退化,生态补水的实施迫在眉睫,而3~6月是生态补源的关键时期。Feng等^[113]通过总结永定河流域的生态水文、流域植被、河道生态护岸、生态质量、生态服务功能与价值评估、生态修复等研究进展,并分析永定河流域在河道、水资源、植被和土壤等方面存在的生态问题,提出永定河流域生态修复模式的建议,为进一步恢复城市-自然-经济-社会复合系统提供依据。

综上,针对官厅水库已有较多的研究,但更多是关注于水体水质现状和富营养化的整治等,水质模拟也仅限于局部库区或个别指标,且鲜有考虑底泥、大气沉降、

外流域调度引水等外界因素下的水质模拟与分析,因此,在考虑生态流量新形势下,有必要对官厅水库的水质过程进行更加深入、全面的模拟。

1.3 主要研究内容

本文以官厅水库为研究目标,通过收集 2010-2017 年水文水质数据,建立官厅水库的三维水动力水质模型,结合目前官厅流域生态流量和外流域调水问题,探讨官厅水库在不同运行模式下氮、磷营养盐及藻类浓度的变化过程,进一步考虑通过水质水量联合调度的方法来研究恢复官厅水库水质的方案,主要研究内容如下:

(1) 基于较长时间序列数据,系统识别官厅水库水质时空分布特征

基于 2010-2017 年官厅水库常规水质监测指标,对其进行描述性统计,从而提取出引起研究区水质变化的主要因素并加以分析,结合方差分析判别不同库区及入库区等空间类别上的水质指标差异,最后利用单因素方差识别出不同时间尺度上水质变化特征。

(2) 建立官厅水库水动力-水质模型,模拟并分析库区三维水质过程

构建官厅水库水动力-水质三维模型,采用 2016-2017 年库区实测数据进行验证。模拟了丰、平、枯三个典型时刻的流场和库区典型断面 TN、TP、Chl-a 三维分布特征,同时对近坝区温度与溶解氧的三维结构与变化过程进行讨论。

(3) 基于所建模型,探讨不同运行模式下水质变化过程

结合 2016 年官厅水库实际运行情况,设置三种不同运行模式(生态下泄模式、引黄调度模式、综合生态下泄与引黄调度模式),重点探讨官厅水库在不同运行模式下氮、磷营养盐及藻类(Chl-a)的浓度变化过程和空间响应特征。

1.4 技术路线

主要技术路线如图 1-1 所示:

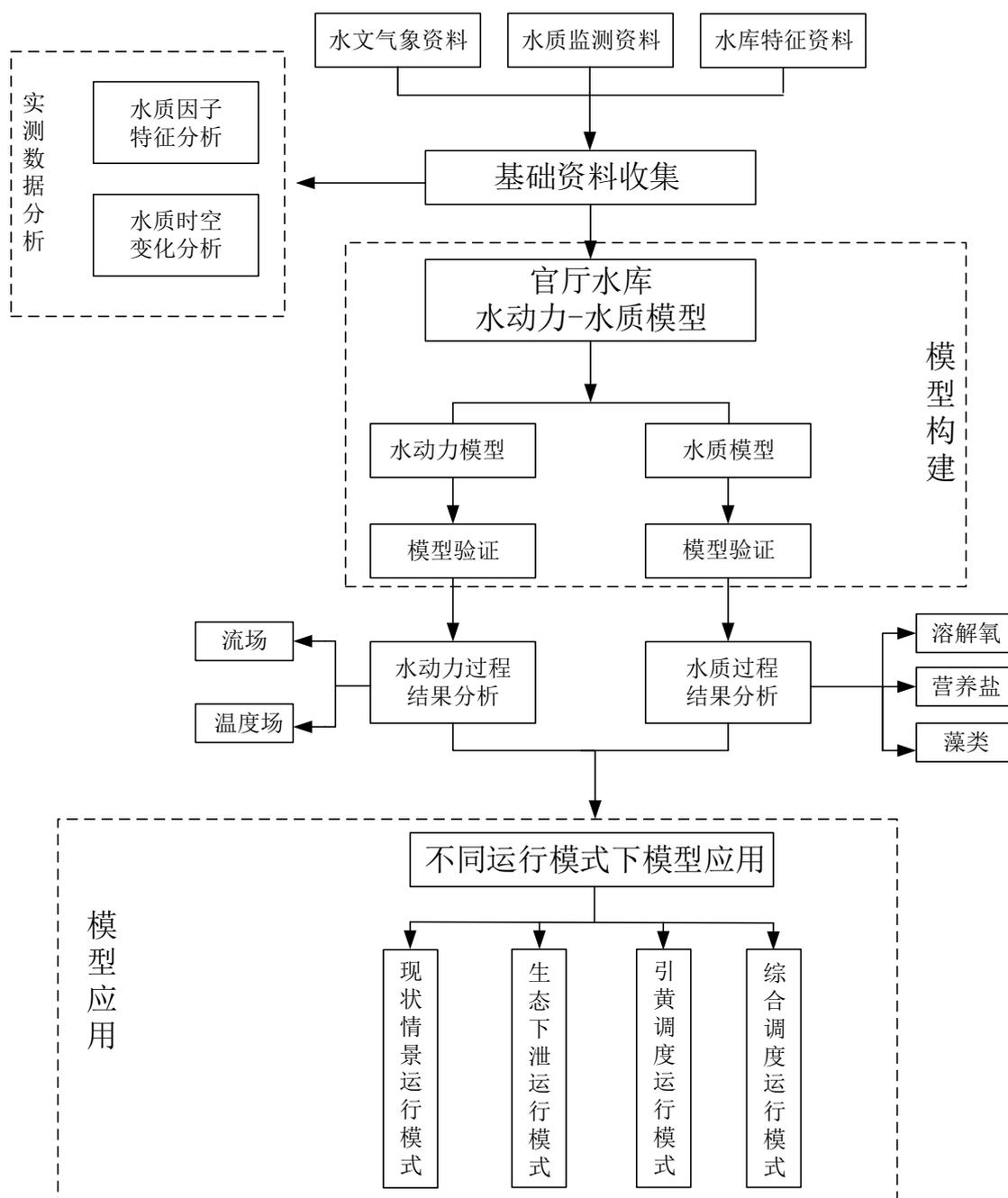


图 1-1 技术路线图

1.5 章节安排

第一章为绪论，从研究背景及研究意义进行阐述，从水库水质模型、EFDC模型的应用、水库运行模式对水质的影响及官厅水库现状等 4 方面进行文献综述，综述了国内外研究现状，同时介绍了本文的主要工作内容和技術路线。

第二章为研究区概况，阐述了研究区的自然地理概况，主要从流域层面和水库层面进行描述，同时对研究区气象水文和社会经济进行简述。

水质现状分析是模拟预测与运用的前期工作，本文第三章主要介绍了研究区水质现状，基于收集的官厅水库 2010-2017 年常规水质数据，对其进行特征性分析和描述性统计，并分析了常规水质参数在时间和空间上的分布特征。

本文第四章主要介绍了 EFDC 模型基本原理和控制方程，构建了官厅水库三维水动力水质模型，并对所建模型进行率定和验证，从而根据模拟结果，对库区丰、平、枯三个时刻流场及水温、溶解氧、氮磷营养盐等特性进行分析和讨论。

第五章是模型运用，主要是基于前文所建模型，设置了不同运行模式对库区水质过程进行讨论，主要讨论了总氮、总磷及叶绿素 a 在不同库区的变化过程。

第六章为结论与展望。总结了本文的主要研究结论，指出了本文有待完善的地方，阐述了今后的研究展望。

第二章 研究区概况

2.1 自然地理

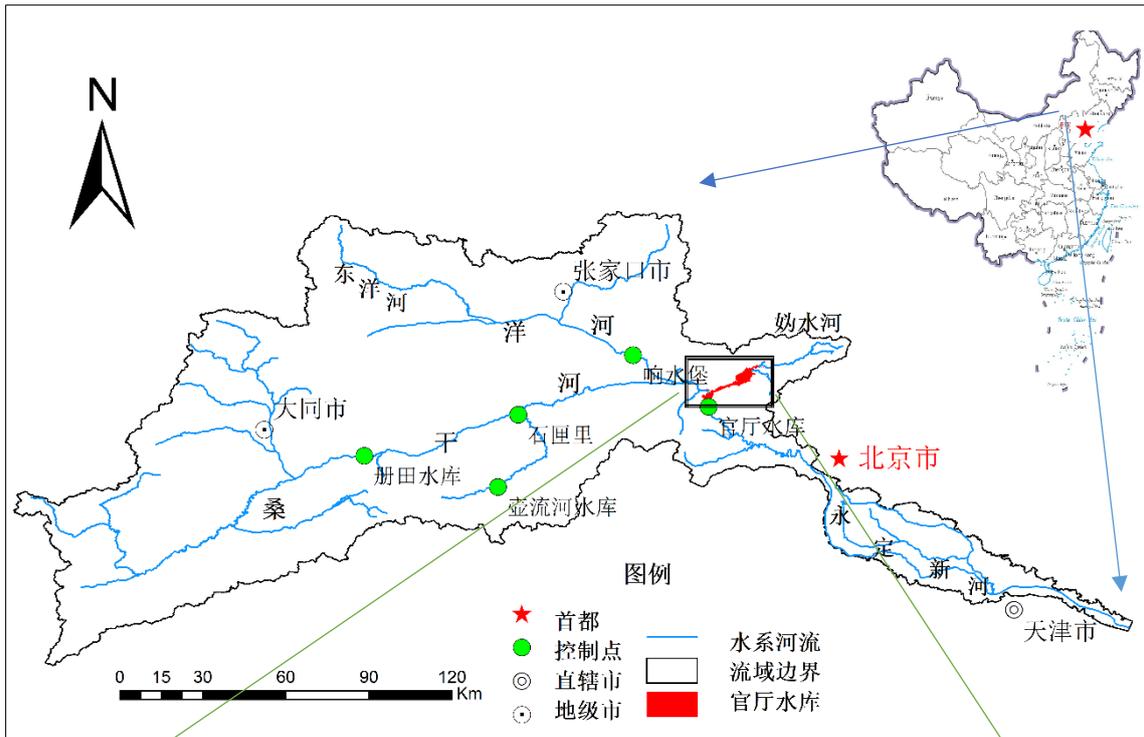
2.1.1 流域概况

永定河流域(112° 10' 00" ~117° 45' 00" E, 38° 50' 00" ~41° 20' 00" N)位于内蒙古高原南部,山西高原北部,东南部为恒山及八达岭高原,包含内蒙、山西、河北、北京及天津等行政区划。流域水系及位置示意如图 2-1(a)所示。该流域主河道全长 747 km,流域面积 47 016 km²,是海河流域的七大水系之一。流域内自然环境多样,有山地、高原、丘陵、盆地,其中山区面积占土地总面积的 72%以上,约 45 063 km²,平原面积约 1 953 km²,占 4.2%。该区地处干旱和湿润气候的过渡地带,属中纬度大陆性季风气候,春季干旱多风,夏季炎热多雨,秋季凉爽季凉爽湿润,冬季寒冷干燥,降水时空分布不均且变化率大,常出现季节性干旱。流域内官厅水库是北京等市主要的供水水源之一,该流域水资源系统适应自然变化(如气候变化)的能力很低,是我国水资源系统最脆弱的地区之一^[114]。

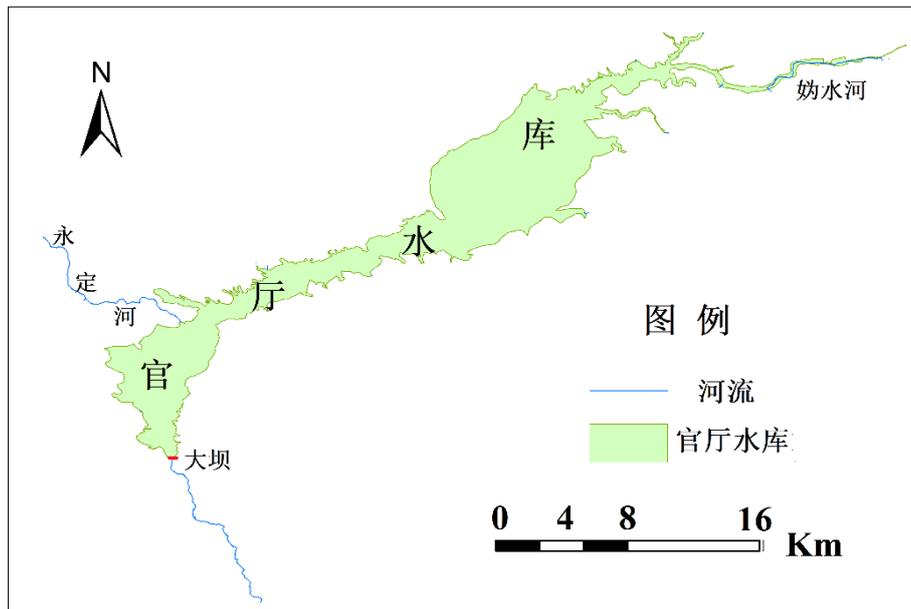
2.1.2 水库概况

官厅水库地处河北省张家口市与北京市延庆区界内,坝址位于北京市西北约 80 km 的永定河官厅山峡入口处,是我国 20 世纪 50 年代在多沙河流上修建的第一座大型骨干水库,地理位置为东经 115° 34'2"~115° 49'30",北纬 40° 13'46"~40° 25'42"之间,具体位置如图 2-1(b)所示。水库控制流域面积为 43402 km²,占永定河流域面积的 92.8%。流域内主要入库河流为永定河和妫水河,分别位于水库西北岸和东北岸。妫水河发源于北京市延庆区,全长 18.5 km。永定河由洋河与桑干河汇入而成,洋河发源于内蒙古大青山麓,流经张家口市怀安、万全、宣化、怀来等县区,在张家口明湖公园附近接收清水河河水,至琢鹿、怀来交界地区一并汇入桑干河;桑干河发源于山西省宁武县管岑山,流经阳原等县,在琢鹿、怀来交界处和洋河汇合成为永定河,汇入官厅水库。

桑干河及洋河的流域面积分别为 2.6×10^4 km², 1.6×10^4 km²,河长分别为 437 km 和 278 km。洋河主要为引友谊、响水堡水库输水通道,桑干河主要为册田、东榆林水库输水路径。桑干河是官厅水库长度最长、水量最大的入库河流,对水库的水量、水质影响明显。



(a) 永定河流域示意图



(b) 官厅水库位置示意图

图 2-1 官厅水库流域及库区位置示意图

官厅水库 1951 年动工，1955 年 10 月正式蓄水运用，1986 年坝顶加高至 492 m，总库容从 22.7 亿 m^3 增加到 41.6 亿 m^3 。库区东西长 40km，南北最宽处 7km，属于河道型水库。库区水下地形复杂，最大深度为 17m，平均水深为 7.1 m，是北

京地区防洪安全的屏障和重要的水源地之一,自正式蓄水运用以来,在防洪、供水、发电、灌溉等方面发挥了巨大的效益。改建前后水库工程特性参见表 2.1^[115]。

表 2.1 官厅水库工程特征表

类别	项目	特性
库容 (亿 m ³)	总库容*	改建前: 22.7; 改建后: 41.6
	防洪库容*	改建前: 10.7; 改建后: 29.9
	兴利库容*	改建前: 2.41; 改建后: 2.5
	死库容	0.78
	已淤积库容	6.49
水位 (m)	设计洪水位 (1%) *	改建前: 483.07; 改建后: 484.84
	校核洪水位 (0.05%)	490
	最高蓄水位*	改建前: 479.0; 改建后: 479.0
	正常蓄水位	476.36
	死水位	471.47
特性参数	设计汛限水位*	改建前: 477.7; 改建后: 476
	发电装机容量 (kw)	3×10000
	发电机组台数 (个)	3
	设计年发电量 (亿 kw·h)	0.723
	设计发电流量 (m ³ /s)	3×35
工程效益	灌溉 (万亩)	设计 138; 实灌 100
	供水 (最大实供) (万 m ³)	402

注: 加*部分数据来源于 (胡春宏 等,2004)

2.2 气象水文

官厅水库位于北京西北部,流域气候属于温带大陆性季风气候,为半湿润、半干旱型气候过渡区,四季特点是冬季寒冷漫长,春季干燥多风沙,夏季炎热短促降水集中,秋季晴朗冷暖适中。为配合后文进行官厅水库水动力-水质模型构建,收集了研究区内气象及水文数据。下面就其气象水文状况进行简述分析,并将四季划分为:春季 (3~5月)、夏季 (6~8月)、秋季 (9~11月)和冬季 (12~次年2)。

2.2.1 气候状况

分析研究区的气候状况是进行模型模拟的基础,本文模型中涉及的主要包括:气温、气压、降水、蒸发、湿度、风速、风向和太阳辐射等。(下文多年平均均指研究期内的 2010~2017 年平均)

(1) 气温、气压和相对湿度

研究区多年平均月气温、大气压强和相对湿度的分布参见表 2.2。总的来说,研究区内多年平均气温的分布差异明显,1月份气温最低,平均为零下 6.9℃,7月最高,平均气温为 25.3℃,两者差值约 30℃。研究区内逐月气压与气温呈完全相反,1~7月各月的平均气压逐渐降低,8~12月各月的平均气压逐月升高。相对

湿度年内逐月变化不显著，多年平均相对湿度介于 38%~69%间。

表 2.2 研究区内多年平均逐月分配的气温、气压和相对湿度

月份	气温 (°C)	气压 (hPa)	相对湿度 (%)	月份	气温 (°C)	气压 (hPa)	相对湿度 (%)
1	-6.9	9700.5	44.2	7	25.3	9509.9	69.2
2	-3.3	9673.8	42.5	8	23.9	9544.5	68.7
3	4.7	9637.8	38.3	9	18.0	9601.7	65.6
4	12.7	9584.5	39.7	10	10.7	9653.5	61.8
5	19.5	9545.3	43.6	11	2.0	9668.5	53.1
6	22.9	9517.5	58.4	12	-4.5	9694.1	44.0

(2) 降水

研究区各月平均降水量的分布表现出夏秋季多、冬春季少的特点(图 2-2)，对比 20-8 时和 8-20 时降水量发现，两者相差不大。就累计降水量而言，春季降水量占年降水量的 12.74%，并 3 月至 5 月逐月增加，但最高不超过 40 mm；秋季占全年 24.06%，并逐月递减，冬季降水量仅占 1.34%，特别是 12 月及 1~3 月份，月均累计降水量不足 10 mm；降水主要集中在 6~9 月份，月最高累计降雨量可达 139.36mm (7 月份)，平均为 93.98 mm，占全年累计降水量的 76.59% (夏季占 61.87%)。

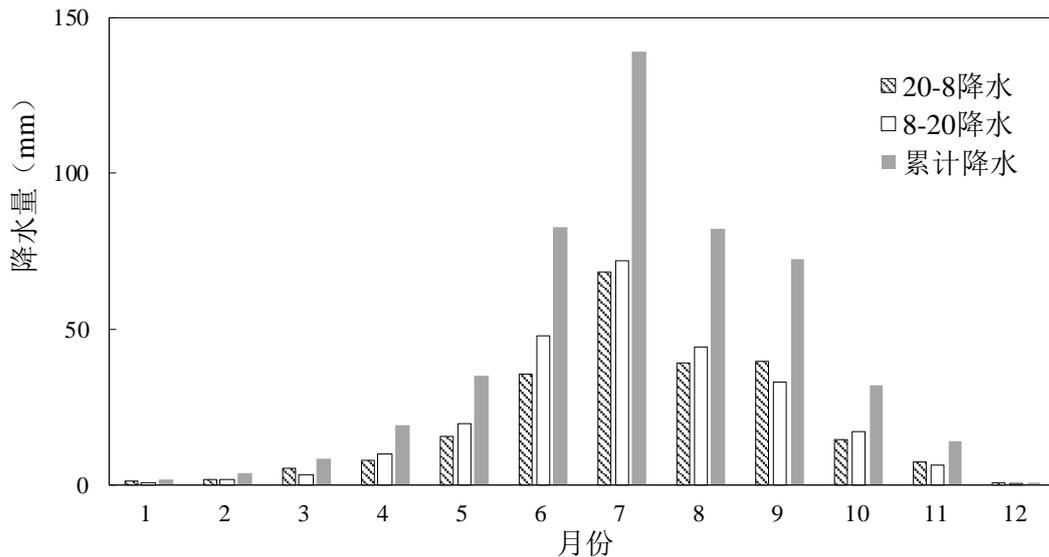


图 2-2 研究区多年平均降水量月过程

(3) 风速风向

表 2.3 给出了研究时段平均风速和盛行风向，从表中可以看出，月平均风速变化较缓，各月的平均风速在 1.66~2.76 m/s 之间。各月盛行风向 (此处风向是指风

吹来的方向，并以正北方向为 0 度、沿顺时针方向度量）春季多北风、东风，夏季易受太平洋海洋气团影响，盛行东风和东南风，秋冬季节多北风及东风，冬季受来自西伯利亚偏北风的影响，多偏北风。

表 2.3 研究区多年月平均风速及月盛行风向

月 份	平均风速 (m/s)	盛行风向 (度)	月 份	平均风速 (m/s)	盛行风向 (度)
1	2.75	226~270	7	1.78	136~180
2	2.63	226~270	8	1.66	136~180
3	2.56	0~45	9	1.72	36~80
4	2.74	36~80	10	1.87	45~89
5	2.59	56~100	11	2.21	226~270
6	1.97	86~130	12	2.76	226~270

(4) 水面蒸发

根据官厅水库站水面蒸发皿实测数据，表 2.4 给出研究区蒸发年内分配过程，由表知，水库水面蒸发较大，最高蒸发量为 248.48 mm（5 月），最低为 46.06 mm（1 月），蒸发量较大的月份集中于 4~8 月份，月平均蒸发在 46.06~248.48 mm 间，多年平均月平均蒸发量为 131.14 mm。

(5) 太阳辐射与日照时数

表 2.4 显示了研究区内多年太阳辐射量月均变化过程和年内日照时数。

表 2.4 官厅水库研究时段平均蒸发、日照时数及太阳辐射月变化

月份	平均蒸发 (mm)	日照时数 (h)	太阳辐射 (MJ/m ²)			
			总辐射	直接辐射	散射辐射	净辐射
1	46.06	6.74	302.04	137.39	145.15	82.35
2	59.91	6.91	319.86	133.50	146.94	67.93
3	134.75	8.01	347.45	144.54	147.70	66.24
4	215.80	8.55	379.99	143.70	154.88	72.89
5	248.48	9.18	330.63	135.15	152.83	63.16
6	196.61	7.94	369.22	134.81	156.57	60.41
7	181.63	6.97	456.23	164.01	147.86	74.36
8	162.83	7.97	451.89	168.31	166.41	79.39
9	113.61	7.31	376.34	152.69	152.74	69.55
10	96.26	6.60	415.53	166.50	176.59	95.52
11	65.58	6.09	372.86	150.82	165.49	82.06
12	52.18	6.40	356.21	178.68	168.35	121.61
平均	131.14	7.39	373.19	150.84	156.79	77.96

研究区地处干旱半干旱地区，日照时数较长，平均在 7.39 h，属于日照较充裕的地区，多年平均年总辐射量在 4500 MJ/m² 左右，属于太阳辐射较为丰富的地区。

通过对研究区内总辐射、直接辐射、散射辐射和净辐射月总量的分析发现,各辐射值变化多为单峰型。年总辐射量在季节分配上,春季 1058.07 MJ/m²,夏季 1277.34 MJ/m²,秋季 1164.73 MJ/m²,冬季 978.11 MJ/m²。多年月均最高值出现在 7 月,为 456.23 MJ/m²;最低值在 1 月,约为 300 MJ/m²。

2.2.2 水文状况

(1) 径流

永定河上游有桑干河、洋河两大支流,后汇合称永定河,在官厅水库纳妫水河,经官厅山峡于三家店进入平原。根据流域内官厅水库、石匣里和响水堡三个水文控制站 1960-2017 年的年径流量统计分析,结果表明:官厅水库多年平均来水量约为 6.02 亿 m³,最大年径流约为 19.01 亿 m³,最小约为 0.28 亿 m³;石匣里站多年平均径流量约为 3.18 亿 m³,最大年径流量约为 8.29 亿 m³,最小年径流量约为 0.5 亿 m³;响水堡站多年平均径流量约为 2.89 亿 m³,最大年径流约为 11.81 亿 m³,最小年径流量约为 0.33 亿 m³。永定河主要控制站水文特征值见表 2.5。

表 2.5 永定河主要控制站水文特征表

控制站	天然径流量/亿 m ³				
	多年平均	25%	50%	75%	90%
册田水库	5.23	5.98	4.89	4.09	3.42
石匣里	7.37	8.54	6.93	5.42	4.15
响水堡	4.93	6.09	4.43	3.43	2.00
官厅水库	13.57	16.05	12.63	9.53	7.04
三家店	14.43	17.11	13.11	10.00	7.81

(2) 来水量

图 2-3 为官厅历年来水情况,官厅水库来水量 50 年代时多在 20 亿 m³ 左右,之后迅速衰减,特别是进入二十一世纪后,来水量持续创新低,自 2001 年后来水量均在 2 亿 m³ 以下。入库水量减少主要是上游多个水库的建设使入库河流被截流,导致来水量锐减,此外,降水量的减少,以及流域用水量的剧增也是影响官厅水库来水量的原因。

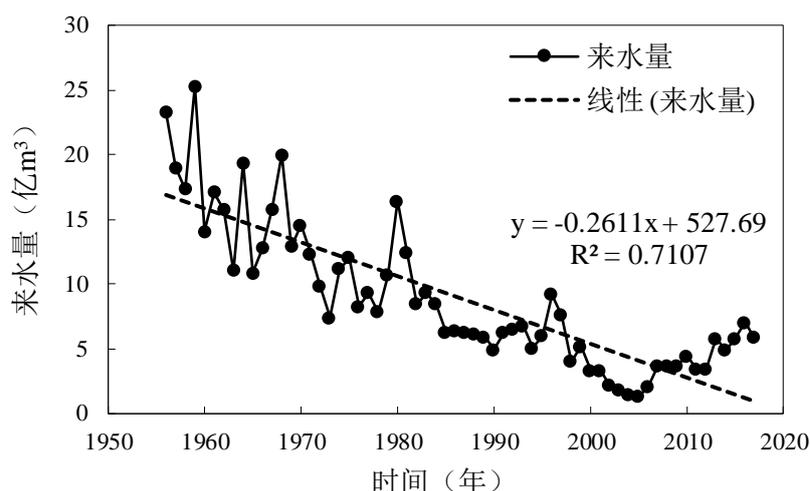


图 2-3 官厅水库历年来水量

根据官厅水库历年来水水量分析, 50-60 年代水库来水量平均值基本可以维持在 $13.21\sim 19.97\times 10^8\text{m}^3$; 70-80 年代, 水库来水量平均值骤降为 $4.91\sim 8.31\times 10^8\text{m}^3$, 降幅超过 50%; 90 年代, 水库来水量继续下降, 来水量平均值跌到 $3.13\times 10^8\text{m}^3$, 来水量的剧减已经对官厅水库的生态环境以及库区周围群众的生产生活造成了严重的影响; 2000 年至今, 年水库来水量平均仅为 $1.13\times 10^8\text{m}^3$, 仅为 90 年代的 36.15%, 不足 50-60 年代的 10%。20 世纪 60 年代以后, 由于上游来水减少, 永定河下游河段出现不同程度的干涸断流。特别是 1980 年以后, 随着工农业生产和城市用水的增加, 流域下游生态环境逐渐恶化, 由多水变为缺水, 由水灾变为风沙灾, 平原地区河道出现连续断流, 卢沟桥以下河道断流天数从 60 年代的 197 天增加到 80 年代的 361 天, 90 年代出现全年断流, 河道完全干涸, 河床裸露, 周边地区地下水水位持续下降^[116]。2003 年后, 上游水库调水及外流域补水等措施的施行, 官厅水库来水量逐渐增加, 但目前依然是处于来水不足的阶段。

(3) 主要水利工程

由于区域内降水分配极不均匀, 洪涝灾害严重, 流域内兴建了大量的水库工程和水利枢纽。自 20 世纪 50 年代以来, 在永定河上游流域(官厅水库以上)修建了大量的水库工程。据不完全统计, 到 1980 年, 永定河流域上游地区建成大中型水库 14 座, 总库容 52.8 亿立方米。截止目前, 记录在册水库约 29 座, 其中大型水库包括官厅水库、友谊水库、册田水库等。

2.3 社会经济

永定河流域行政区划上分属北京、天津、河北、山西、内蒙古等 5 个省(自治区、直辖市), 共涉及 51 个市、县、区, 其中河北省涉及张家口、保定、廊坊 3 个地级市, 山西省涉及忻州、朔州、大同 3 个地级市。2014 年流域总人口约 1382 万, 其中城镇人口 837 万, 城镇化率为 60.59%, 国内生产总值(GDP) 7332 亿元, 人

均 5.31 万元，工业增加值 2086 亿元，耕地面积 2242 万亩，有效灌溉面积 741 万亩。永定河流域主要社会经济指标统计情况见表 2.6。

表 2.6 永定河流域主要社会经济指标统计表

行 政区	总人口 (万人)	城镇人口 (万人)	城镇化率 (%)	GDP (亿元)	工业增值 (亿元)	耕地面积 (万亩)	有效灌溉面 积(万亩)
北京	360	293	81.39	2639	444	30	23
天津	60	49	81.67	1104	295	55	42
河北	399	182	45.61	1387	505	97	271
山西	4994	284	5.69	1953	728	989	365
内蒙古	69	30	43.48	249	114	197	40
合计	1382	837	60.56	7332	2086	2242	941

注：数据来源于《永定河综合治理与生态修复总体方案》报告。

2.4 本章小结

本章主要介绍了研究区域概况，从自然地理、气象水文及社会经济等方面简述了永定河流域概况，收集了研究区内 2010-2017 年气象水文资料，并对气象数据如气温、气压、相对湿度及降水、风速风向与太阳辐射等进行了简要分析，对径流、来水量等水文数据进行初步整理，此外对流域内社会经济情况进行了概括，提供了相关背景资料，为后文分析官厅水库水质和建立官厅水库水动力-水质模型奠定基础。

第三章 官厅水库水质现状分析

研究水质参数的变化特征是获取水环境信息、评价水环境质量、溯源、修复和治理水体污染的基础。为切实了解官厅水库水质状况,本章首先对收集到的水质数据进行描述性统计,从而提取出引起研究区水质变化的主要因素并加以分析,结合方差分析判别官厅水库在时间、空间类别上的水质变化特征。

3.1 数据来源与处理

3.1.1 数据来源

在官厅水库共设置 9 个监测点,涵盖永定河、妫水河入库口 (BHQ、YQQ),库区 (G1~G6) 及出库断面 (G7),监测点分布情况如图 3-1 所示。监测时段为 2010 年 1 月至 2017 年 12 月,监测频率为每月一次,采样和测试均符合国家水文水质监、检各相应标准,各断面水质监测数据来源于官厅水库管理局。同时为便于后文分析库区水质参数的空间分布,结合监测点位实际分布情况,将官厅库区分为入库区 (包括 BHQ、YQQ)、妫库区 (包括 G1、G2)、中库区 (包括 G3、G4)、永库区 (G5、G6) 及出库区 (G7)。

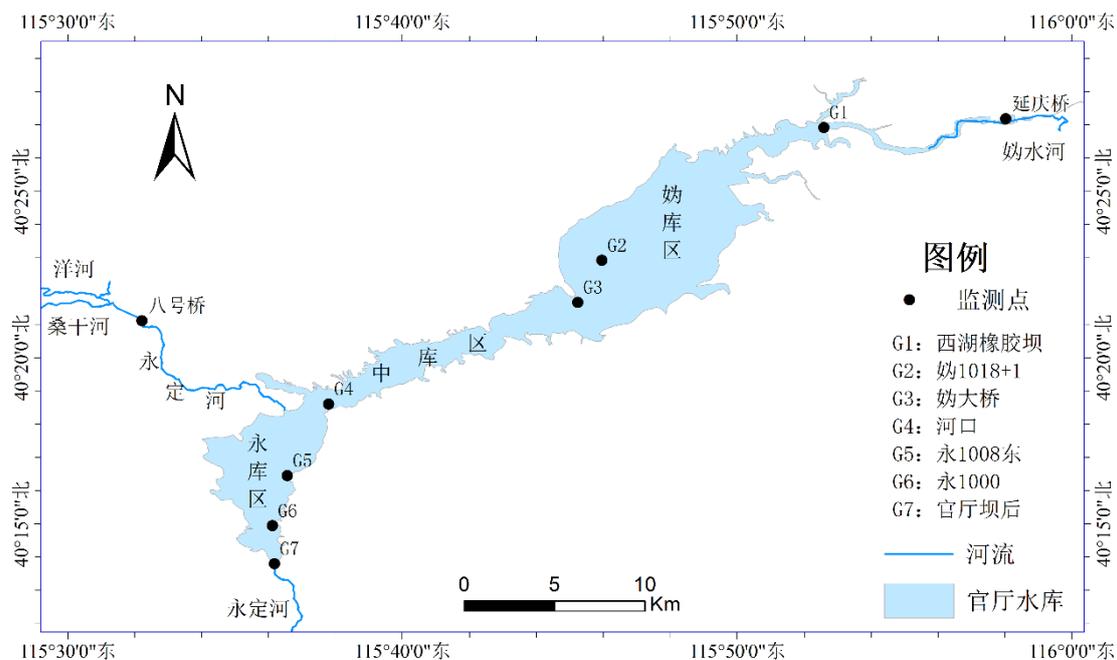


图 3-1 官厅水库水质监测站点分布示意图

历年监测指标包括溶解氧 (DO)、高锰酸盐指数 (COD_{Mn})、化学需氧量 (COD)、五日生化需氧量 (BOD_5)、氨氮 ($\text{NH}_3\text{-N}$)、总磷 (TP)、挥发酚、总氮 (TN)、粪大肠菌群,此外还包括水体的物理参数水温 (WT)、电导率 (EC) 及反映水体透

明程度的悬浮物 (SS) 与浑浊度 (Tur) 等。其中 DO 用以描述水体生物生存基础; COD_{Mn}、COD 和 BOD₅ 用以反映水体中有机物含量; NH₃-N 和 TP 用以反映水体中无机营养物含量; 反映化工行业工业废水排放程度和农药施用量的挥发酚; 水体受营养物质污染的程度用 TN 来表示; 粪大肠菌群用来反映畜禽养殖和农村生活污水污染物排放程度。

流量数据来源于海河流域水文年鉴, 其中八号桥站是永定河入库主要控制站, 流量为上游水文站石匣里 (桑干河) 与响水堡 (洋河) 流量之和。延庆站是妫水河入库的主要控制站, 坝后控制断面是水库出库的主要控制站。各水质监测点及控制站点基本信息见下表 3.1。

表 3.1 水质测站基本信息

序号	代号	站点名称	东经	北纬	地址	所属河流/水库
1	BHQ	八号桥	115.40	40.35	河北省怀来县官厅水库	洋河
2	YQQ	延庆桥	115.97	40.95	延庆县妫水河橡胶坝下	妫水河
3	G1	西湖橡胶坝	115.87	40.45	河北省怀来县官厅水库	官厅水库
4	G2	妫 10018+1	115.77	40.38	河北省怀来县官厅水库	官厅水库
5	G3	妫大桥	115.75	40.36	河北省怀来县官厅水库	官厅水库
6	G4	河口	115.63	40.31	河北省怀来县官厅水库	官厅水库
7	G5	妫 1008 东	115.88	40.40	河北省怀来县官厅水库	官厅水库
8	G6	永 1000	115.60	40.60	河北省怀来县官厅水库	官厅水库
9	G7	坝后	115.60	40.23	河北省怀来县官厅水库后	永定河

3.1.2 数据处理

本章利用 SPSS25 对水质因子进行相关性分析, 并在 0.05 的显著性水平下进行水质指标的 K-S 正态性检验, 再结合方差分析判别官厅水库水质指标在不同空间类别上的差异, 最后利用单因素方差分析识别不同空间类别上时间尺度的水质变化特征。采用 ArcGIS 10.2 绘制研究区域的监测点位, 利用 Excel 2016 和 Origin 2017 对水质因子进行数据分析和绘制变化趋势图。

3.2 研究区水质因子特征分析

3.2.1 水质因子描述性统计

对收集到的水质数据进行筛选, 考虑监测数据的完整性, 筛选出具有连续序列的监测数据, 并对其质量检验, 保证其数据质量, 最终选择 WT、pH、EC、SS、Tur、DO、NH₃-N、COD_{Mn}、BOD₅、TP、TN、COD 等 12 项指标作为基础数据。首先对其进行描述性统计分析, 以《地表水环境质量标准》(GB3838-2002) 为依据, 计算各参数的超标率, 超标率的计算方法如下:

$$P = T_i / T_n \times 100\% \quad (3-1)$$

式中：Ti——某一监测时间段内某项指标超过某类标准限值的次数；Tn——为该监测时间段内该指标的总监测次数。

表 3.2 为国际地表水（GB3838-2002）基本项目限值表。

表 3.2 国际地表水（GB3838-2002）基本项目限值表（部分）

序号	项目	分类				
		I类	II类	III类	IV类	V类
1	水温（℃）	水温变化应限制在：周平均最大温升≤1；周平均最大温降≤2				
2	pH 值（无量纲）	6~9				
3	溶解氧（DO）≥	7.5	6	5	3	2
4	高锰酸盐指数（COD _{Mn} ）≤	2	4	6	10	15
5	化学需氧量（COD）≤	15	15	20	30	40
6	五日生化需氧量（BOD ₅ ）≤	3	3	4	6	10
7	氨氮（NH ₃ -N）≤	0.15	0.5	1	1.5	2
8	总磷（以 P 计）≤	0.02(0.01)	0.1(0.025)	0.2(0.05)	0.3(0.1)	0.4(0.2)
9	总氮（湖、库、以 N 计）≤	0.2	0.5	1	1.5	2

备注：①溶解氧或以饱和率计，I类饱和率 90%；②序号 8 后括号内数值表示湖库总磷限制指标。

根据地表水环境质量标准（GB3838-2002）对官厅水库历年水质参数进行统计，统计结果如表 3.3 所示。

表 3.3 官厅水库监测项目统计表

序号	监测项目	样品总数	指标值/（mg·L ⁻¹ ）			超标率/%				
			最小值	最大值	平均值	I、II类	III类	IV类	V类	劣V类
1	DO	783	1.21	44.13	9.77					
2	NH ₃ -N	914	0.01	7.98	0.45	77.65	15.27	2.94	1.74	2.40
3	COD _{Mn}	816	0.51	15.75	4.76	32.23	46.89	18.93	1.83	0.12
4	BOD ₅	912	0.009	23.61	2.54	73.00	9.95	8.96	6.12	1.97
5	TP	816	0.005	1.57	0.15	16.73	31.38	14.65	12.82	24.42
6	TN	809	0.052	18.14	3.44	2.34	12.68	23.52	13.55	47.91
7	COD	815	1.05	78.05	16.81	78.57	21.52	19.44	0.98	4.77
8	WT	932	-0.31	31.71	13.59					
9	pH	899	6.12	11.32	8.54					
10	EC	501	0.31	2430	1105					
11	SS	519	2.12	1753	48.93					
12	Tur	839	1.78	1740	48.81					

注：DO、WT、PH、EC、SS、Tur 不进行超标率计算，水温单位为℃，PH 无单位，电导率单位 uS/cm；悬浮物单位 mg，浑浊度单位 NTU。

2010-2017 年间，TP 一直维持着较高浓度，多年平均浓度为 0.15mg/L，水质

类别情况主要以 I~III 类水为主, 但占比不足 50%, 此外 IV~V 类水体浓度比例较高, 分别占: 14.65%、12.82%, 甚至有近 25% 的劣 V 类水。TN 常年维持在高浓度水平, 多年平均浓度值达 3.44mg/L, 浓度超过 III 类水的占比在 80% 以上, 水体主要以劣 V 类水为主, 占比接近 50%, 仅在部分年份 (2012) 年坝后等局部地区出现 I 类水, 但占比仅为 2.34%。COD 多年平均浓度为 16.81mg/L, 主要以 I~III 类水为主, 但在局部监测存在超 V 类水, 但占比不足 1%。

3.2.2 水质因子相关性分析

通过 Pearson 相关分析得出 (表 3.4), WT 与 PH、EC、Tur、COD_{Mn}、COD 呈正相关, 与 BOD₅、NH₃-N、TN 呈显著负相关 ($r = -0.21, -0.22, -0.32$; $p < 0.01$), 体现了水温对水质因子的影响。PH 与 COD、COD_{Mn} 呈显著正相关 ($r = 0.22, 0.21$; $p < 0.01$)。EC 与除 WT、PH 外的其他因子呈负相关, 即 EC 随着 NH₃-N、TN、BOD₅ 等浓度的增加而降低。SS 与除 COD_{Mn} 外的其他水质因子呈正相关。Tur 与 BOD₅、TP、TN 呈显著正相关 ($r = 0.21, 0.17, 0.24$; $p < 0.01$)。

表 3.4 水质因子间 Pearson 相关系数

	WT	pH	EC	SS	Tur	DO	NH ₃ -N	COD _{Mn}	BOD ₅	TP	TN	COD
WT	1											
pH	0.065	1										
EC	0.032	0.12	1									
SS	-0.032	0.096	-0.075	1								
Tur	0.044	-0.031	-0.019	0.26**	1							
DO	-0.077	0.025	-0.12	0.063	0.019	1						
NH ₃ -N	-0.22**	-0.066	-0.025	0.039	0.16	-0.47	1					
COD _{Mn}	0.16*	0.21**	-0.034	-0.05	0.025	0.13*	0.22**	1				
BOD ₅	-0.21**	0.025	-0.011	0.093	0.21**	0.024	0.49**	0.16**	1			
TP	-0.086	-0.09	-0.14*	0.13*	0.17**	-0.02	0.28**	0.27**	0.25**	1		
TN	-0.32**	0.020	-0.079	0.16*	0.24**	-0.09	0.33**	0.26	0.26**	0.52**	1	
COD	0.11	0.22**	-0.13*	0.061	-0.08	0.113	0.017	0.51**	0.063	0.19**	-0.12	1

注: **表示在 0.01 级别 (双尾), 相关性显著; *表示在 0.05 级别 (双尾), 相关性显著。

DO 与 NH₃-N 及 TP、TN 呈负相关, 与 COD_{Mn} 呈显著正相关 ($r = 0.13$; $p < 0.05$)。NH₃-N 与 COD、BOD₅、TP 及 TN 呈显著正相关 ($r = 0.22, 0.49, 0.28, 0.33$; $p < 0.01$)。COD_{Mn} 与 BOD₅、TP 及 COD 呈显著正相关 ($r = 0.16, 0.27, 0.51$; $r < 0.01$)。BOD₅ 与 TP、TN 呈显著正相关 ($r = 0.25, 0.26$; $p < 0.01$)。

3.3 水质因子时空分布特征

3.3.1 水质因子时间特征分析

结合前文统计分析结果, 选取 WT、DO、TP、TN、COD、NH₃-N、BOD₅ 及

COD_{Mn}等进行时空特征分析。如图 3-2 所示。2010~2017 年全库区水温年际较稳定，年均值在 10~18 °C 之间，2016 年年均温度增幅明显，而 2017 年年均水温略有降低。DO 浓度年均值变化范围在 6.01~11.7 mg/L 之间。2010-2012 年，DO 浓度呈现降低趋势，2012 年之后 DO 浓度有所增加，2013~2017 年，DO 浓度基本维持在 10mg/L，且各监测点浓度相差不大，波动较小。

官厅水库 TP 浓度局部变化波动较大，其年均值介于 0.01~0.65 mg/L 之间，2010-2017 年 TP 浓度呈先增加后波动下降的变化趋势。2010-2012 年 TP 浓度处于较高值，2012 年达到年际最大值（0.65 mg/L）；2013 年后，TP 浓度大幅下降，部分站点浓度低于 0.1 mg/L；2016-2017 年，TP 浓度得到进一步控制，至 2017 年，TP 浓度降至最小值，低于 0.01mg/L，且基本不存在劣 V 类水体。

TN 浓度一直居高不下，年平均值在 2.47~3.25 mg/L 间，全库区各测点均在 1 mg/L 以上（超 III 类水标准）。2010-2017 年，总体上呈现先增加后降低的变化趋势，但波动变化不大。2010-2012 年，TN 浓度略有降低，2013-2014 年 TN 浓度上升趋势较缓，2015 年略有增加，2016 年-2017 年，TN 浓度整体有所下降，状况有所好转，但仍处于地表水环境质量 V 类、劣 V 类标准。

2010-2017 年 NH₃-N 浓度在 0.14-1.71 mg/L 之间变化。2010-2013 年，年际各断面 NH₃-N 浓度表现为先增加后减小再增加的趋势，且浓度差异较大，同时期中八号桥断面、延庆断面和河口断面 NH₃-N 浓度值相对较高，而库区其他测站断面浓度相对较低。2014-2016 年，NH₃-N 浓度逐渐增加，但是增加幅度较小，至 2017 年，NH₃-N 浓度基本维持在 0.02-0.03 mg/L。

BOD₅ 在研究期间均值为 0.19~7.59 mg/L，2010-2017 年 BOD₅ 浓度呈现出降低后增加的趋势，2015 年出现最小值，平均值为 1.51mg/L；而 COD 浓度年际变化明显，2010-2012 年，COD 浓度显著增加，2011 年达到最大值，平均值为 21.79 mg/L，2013 年 COD 浓度显著下降，达到最小值，年平均值为 9.25 mg/L，2013 年后，COD 浓度逐渐增加，2016 年后增幅放缓。

从 COD_{Mn} 年际变化趋势来看，2010-2017 年 COD_{Mn} 浓度变化范围介于 1.10-8.59 mg/L 之间，绝大部分介于 II 类~III 类之间。2010 年-2014 年，COD_{Mn} 浓度呈现先降低后增加的趋势，在 2012 年达到浓度最大值。2016-2017 年，COD_{Mn} 浓度呈现下降趋势，部分测点在 2017 年达到 II 类标准，说明 COD_{Mn} 水质有所改善。

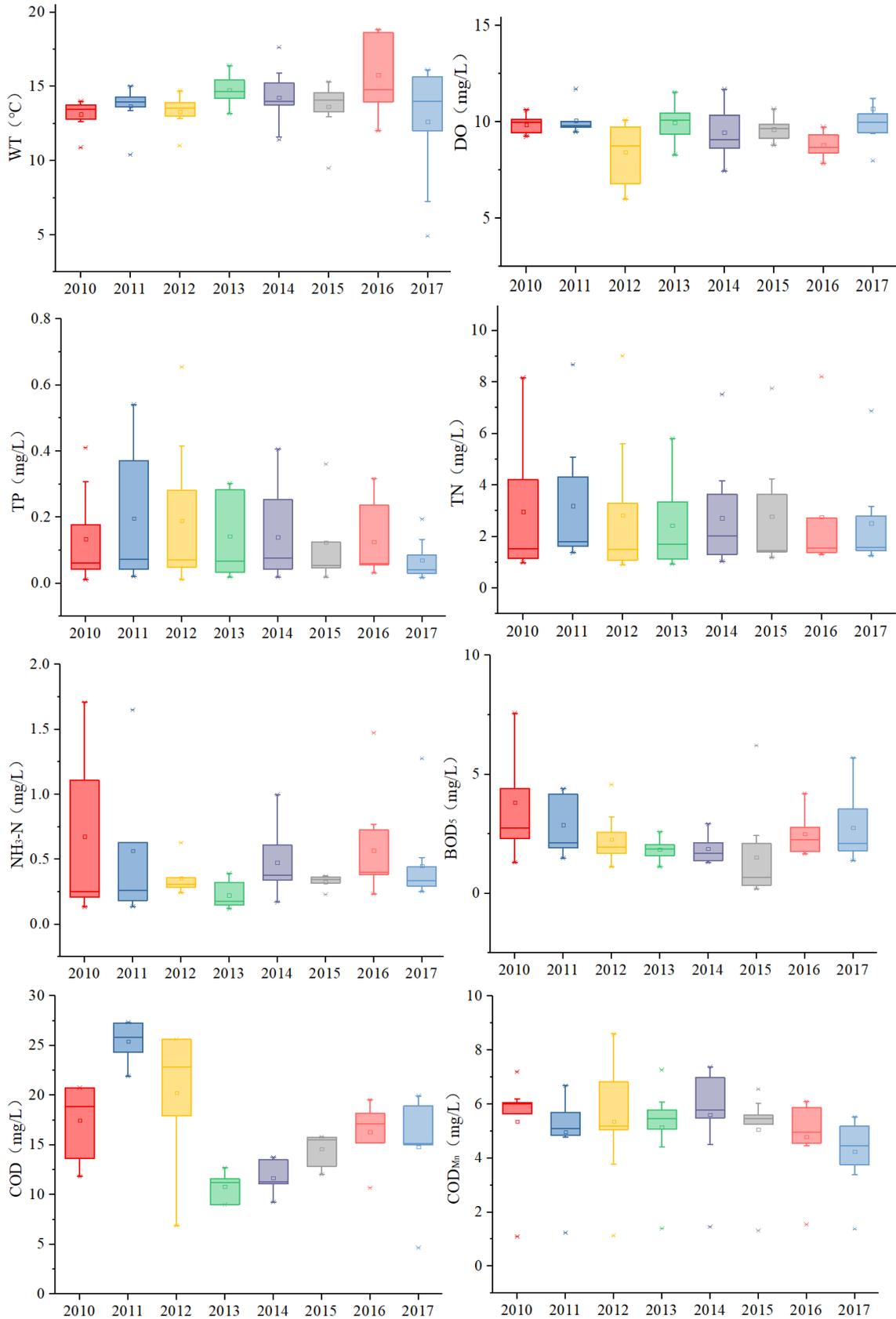


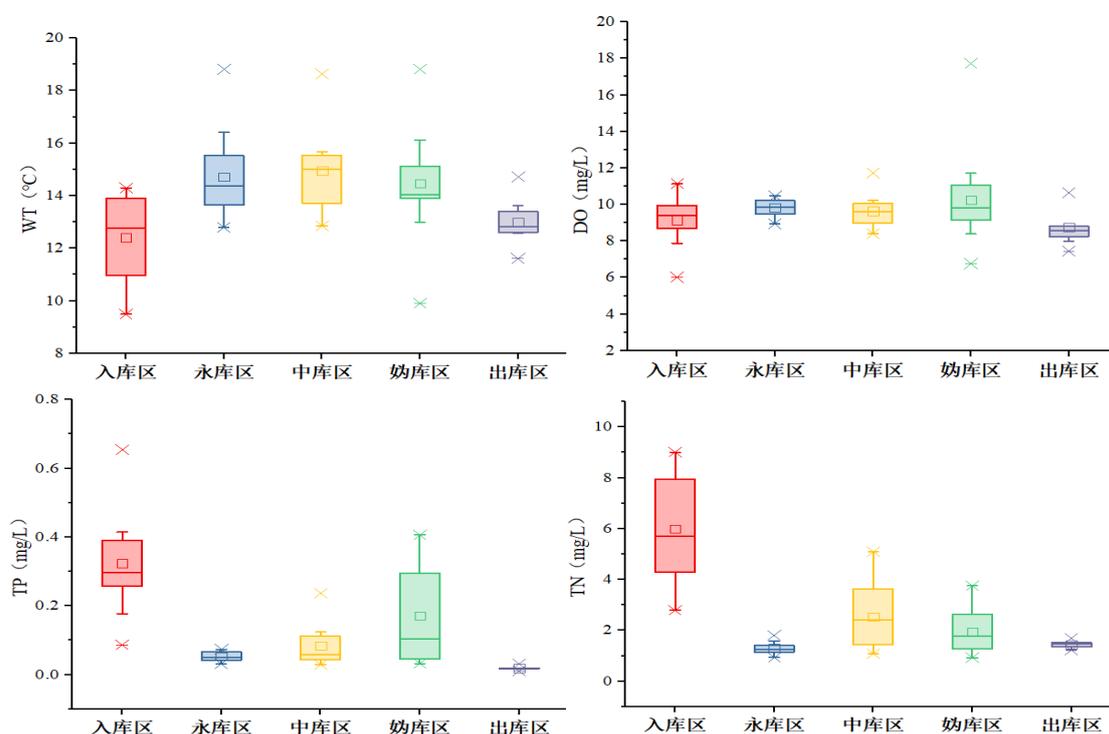
图 3-2 官厅水库水质因子年际变化

3.3.2 水质因子空间特征分析

根据前文将研究区域划分的入库区、永库区、妣库区、中库区及出库区，对库区断面的 2010-2017 年各水质数据进行重复测量方差分析，结果表明：TP、TN、NH₃-N、COD_{Mn}等水质因子在不同库区上存在显著性差异 ($p<0.05$)，WT、COD、DO、BOD₅等水质因子在库区空间差异不明显。

从它们的空间变化规律可以看出 (图 3-3)：WT 的最大平均值出现在永库区、中库区及妣库区各断面，但与入库区及出库区等断面差异不显著。同 WT 分布类似，DO 空间分布较均衡，各库区 DO 平均浓度相差不大。官厅水库不同库区 TP 浓度差异较大，入库区整个研究期间 TP 浓度较高，且波动明显，妣库区承接妣水河上游流域农业面源等，TP 浓度波动明显且浓度值较大，永库区与中库区各监测断面差异较小，且变化趋势相似。

官厅库区 TN 的空间变化规律同 TP 类似，也呈现入库区>中库区>妣库区>永库区>出库区，TN 受入库浓度影响较大，其中八号桥与延庆测点多年平均浓度分别为 7.86 mg/L 和 4.64 mg/L，致使入库区 TN 浓度远高于其他库区。BOD₅ 最大平均值出现在入库区断面，妣库区次之，最小平均值出现在出库区段面，组间显著性差异不大。COD_{Mn} 最小平均值出现在出库区断面，显著低于不存在显著性差异的入库区和永、妣、中库区各断面。COD 空间分布较均衡，COD 浓度在库区各断面监测值差异越来越不明显，但永库区较其他库区高。NH₃-N 空间分布表现为典型的入库区浓度远大于库区及出库区，且入库区各断面浓度波动较大，浓度差值达 3.5 倍以上。



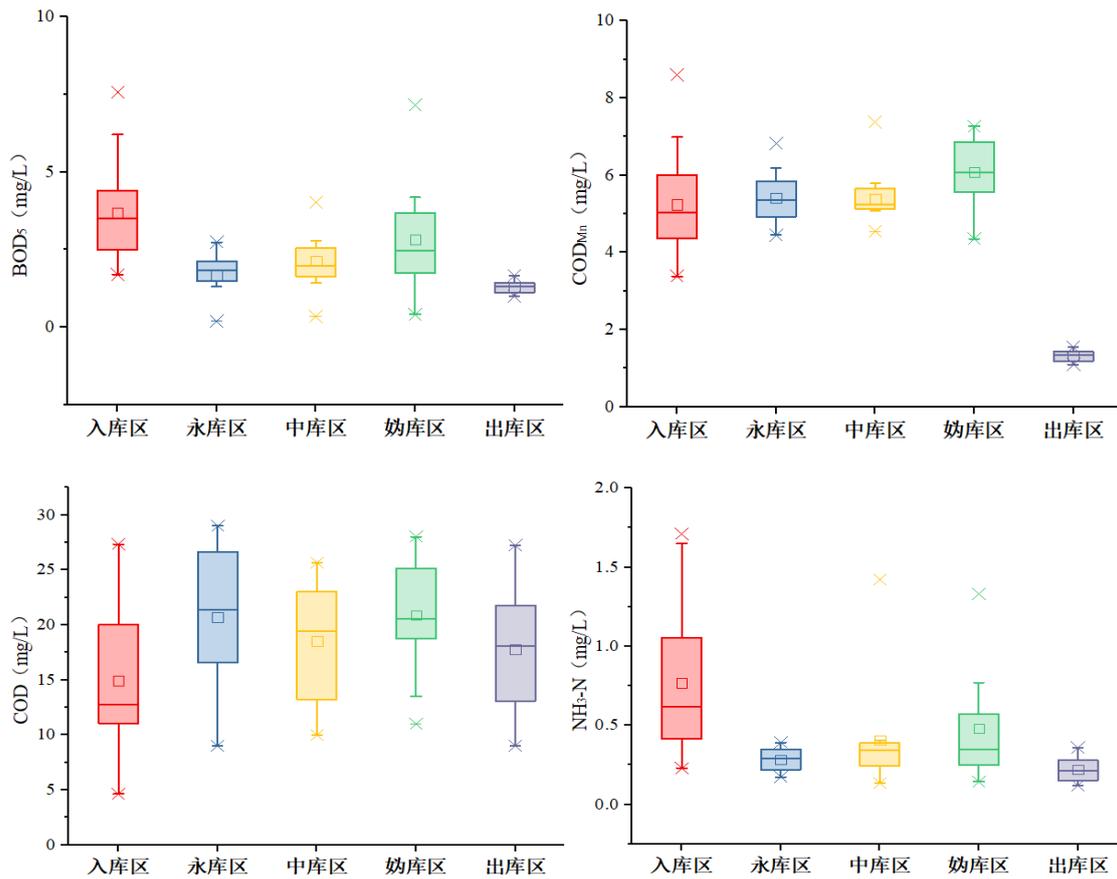


图 3-3 官厅水库水质因子空间变化特征

3.4 本章小结

(1) 研究期间,DO 浓度多年平均为 9.77mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度介于 0.01~7.98mg/L, COD_{Mn} 多年平均值为 4.76 mg/L, 以 III 类水为主, 占 46.89%。 BOD_5 以 I~III 类水为主, 占 82.95%, 但存在 V 类水, 甚至劣 V 类水体。 TP、TN 浓度常年处于高值, 多年平均浓度分别为 0.15 mg/L、3.44 mg/L, TP 浓度的 IV~V 类水体浓度比例较高, 分别占: 14.65%、12.82%, TN 浓度超过 III 类水的占比在 80%以上, 主要以劣 V 类水为主, 占比接近 50%。 COD 主要以 I~III 类水为主, 局部监测存在超 V 类水, 但占比不足 1%。

(2) 通过 Pearson 相关分析得出, WT 与 PH、EC、Tur、 COD_{Mn} 、COD 呈正相关, 与 BOD_5 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 呈显著负相关 ($r = -0.21, -0.22, -0.32; p < 0.01$); PH 与 COD、 COD_{Mn} 呈显著正相关 ($r = 0.22, 0.21; p < 0.01$)。 EC 与除 WT、PH 外的其他因子呈负相关。 SS 与除 COD_{Mn} 外的其他水质因子呈正相关。 Tur 与 BOD_5 、TP、TN 呈显著正相关 ($r = 0.21, 0.17, 0.24; p < 0.01$)。 DO 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TP、TN 呈负相关, 与 COD_{Mn} 呈显著正相关 ($r = 0.13; p < 0.05$)。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 与 COD、 BOD_5 、TP 及 TN 呈显著正相关 ($r = 0.22, 0.49, 0.28, 0.33; p < 0.01$)。 COD_{Mn} 与 BOD_5 、TP 及 COD

呈显著正相关 ($r=0.16, 0.27, 0.51; r<0.01$)。BOD₅ 与 TP、TN 呈显著正相关 ($r = 0.25, 0.26; p<0.01$)。

(3) 官厅水库 WT 年际变化较稳定, DO 在 2010-2012 年呈现降低趋势, 2012 年后有所增加, 2013~2017 年基本维持在 10 mg/L。TP 浓度在 2010-2017 年呈先增加后波动下降的变化趋势; TN 浓度总体上呈现先增加后降低的变化趋势, 但波动变化不大。NH₃-N 浓度在 2010-2016 年表现为先增加后减小再增加的趋势, 至 2017 年基本维持在 0.02-0.03 mg/L。2010-2017 年 BOD₅ 浓度呈现出现降低后增加的趋势; COD 浓度年际变化明显, 2010-2012 年, COD 浓度显著增加, 2011 年达到最大值, 2013 年 COD 浓度显著下降, 达到最小值, 2013 年后, COD 浓度逐渐增加, 2016 年后增幅放缓。COD_{Mn} 在 2010-2014 年呈现先降低后增加的趋势, 在 2012 年达到最大值, 而在 2016-2017 年呈现下降趋势。

(4) 空间上 TP、TN、NH₃-N、COD_{Mn} 等水质因子在不同库区上存在显著性差异 ($p<0.05$), WT、COD、DO、BOD₅ 等水质因子在库区空间差异不明显。不同库区 TP 浓度差异较大, 入库区浓度较高, 且波动明显。TN 的空间变化规律为入库区>中库区>妨库区>永库区>出库区, 受入库浓度影响较大。BOD₅、COD_{Mn}、NH₃-N 空间分布表现为典型的入库区浓度远大于库区及出库区。

第四章 官厅水库水动力-水质模拟

湖库水环境研究通常采用野外测量、室内物理模型实验或数学模型等方法,但野外测量的研究方法受到诸多限制,因此数学模型不失为一种折中的研究工具。本章基于环境流体动力学模型,建立官厅水库水动力-水质三维模型,并通过率定与验证后,对库区水动力及水质进行分析,为后文探讨水库在不同运行模式下的水质过程奠定基础。

4.1 模型简介

环境流体动力学模型(EFDC)是 John M.Hamrick 等人根据多个数学模型集成开发研制的多功能的地表水建模系统,包括水动力学、沉积物输送、有毒污染物传输和水质富营养化成分^[1]。EFDC 模型作为开源代码(www.epa.gov/ceampubl/swater/efdc),已成功应用于 100 多个水体,可实现河流、湖泊、水库、湿地系统、河口和海洋等水体的水动力学和水质模拟,经过多代完善,已经在大学、科研机关、政府部门及环境公司等多个组织广泛使用。在我国也有很多应用案例,应用领域包括水环境预测与评价、工程项目方案决策、发展 TMDLs 计划等。关于 EFDC 水动力-水质耦合模型的详细内容参见 EFDC 模型说明^[120]。以下就本文所涉及的相关原理、控制方程及边界条件进行简述。

4.1.1 水平和垂向坐标系统

为了更好地适应水平方向真实的边界形状,一般将水平坐标系统(x,y)表达为曲线-正交(curvilinear-orthogonal)的形式。垂向采用 σ 坐标系统,这不仅使整个计算水域垂向具有相同的网格数且可随意分层,从而在浅水部分提供均匀的垂向分辨率, σ 坐标与直角坐标的转换公式如下:

$$z = \frac{z^*+h}{\delta+h} \quad (4.1)$$

式中: z 为 σ 坐标(无量纲); z^* 表示相对于参考高度的垂向直角坐标, m ; h 为水深, m ; δ 为相对参考高度的水面高程, m 。

4.1.2 水动力基本方程

EFDC 水动力学方程是基于垂向静水压假设,采用布西内斯克方程(boussinesq equation)近似,在水平方向上采用曲线正交坐标系,垂直方向上采用 σ 坐标变换,沿重力方向分层,求解三维紊动粘性方程。主要控制方程组如下(4.2)~(4.10):

动量方程:

$$\frac{\partial}{\partial t}(m_x m_y H u) + \frac{\partial}{\partial x}(m_y H u u) + \frac{\partial}{\partial y}(m_x H v u) + \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w u) - m_x m_y f H v -$$

$$\begin{aligned} & \left(v \frac{\partial m_y}{\partial x} - u \frac{\partial m_x}{\partial y} \right) H v = -m_y H \frac{\partial}{\partial x} (g\delta + p + P_{atm}) - m_y \left(\frac{\partial h}{\partial x} - z \frac{\partial H}{\partial x} \right) \frac{\partial p}{\partial z} + \\ & \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{m_y}{m_x} H A_H \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{m_x}{m_y} H A_H \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{m_x m_y}{H} A_v \frac{\partial u}{\partial z} \right) - m_x m_y c_p D_p u \sqrt{u^2 + v^2} + S_u \end{aligned} \quad (4.2)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} (m_x m_y H v) + \frac{\partial}{\partial x} (m_y H u v) + \frac{\partial}{\partial y} (m_x H v v) + \frac{\partial}{\partial z} (m_x m_y w v) + m_x m_y f H u + \\ & \left(v \frac{\partial m_y}{\partial x} - u \frac{\partial m_x}{\partial y} \right) H u = -m_x H \frac{\partial}{\partial y} (g\delta + p + p_{atm}) - m_x \left(\frac{\partial h}{\partial y} - z \frac{\partial H}{\partial y} \right) \frac{\partial p}{\partial z} + \\ & \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{m_y}{m_x} H A_H \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{m_x}{m_y} H A_H \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{m_x m_y}{H} A_v \frac{\partial v}{\partial z} \right) - m_x m_y c_p D_p v \sqrt{u^2 + v^2} + S_v \end{aligned} \quad (4.3)$$

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -gH \frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} = -gHb \quad (4.4)$$

连续性方程（内、外模式）：

$$\frac{\partial}{\partial t} (m_x m_y \delta) + \frac{\partial}{\partial x} (m_y H u) + \frac{\partial}{\partial y} (m_x H v) + \frac{\partial}{\partial z} (m_x m_y w) = S_h \quad (4.5)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} (m_x m_y \delta) + \frac{\partial}{\partial x} (m_y H U) + \frac{\partial}{\partial y} (m_x H V) = S_h \quad (4.6)$$

密度方程：

$$\begin{cases} \rho = \rho(p, S, T, C) \\ U = \int_0^1 u d_z, \quad V = \int_0^1 v d_z \\ P = m_y H u, \quad Q = m_x H v \end{cases} \quad (4.7)$$

式中：(x, y) 为水平方向的曲线-正交坐标；z 为垂向 σ 坐标；(u, v) 为 (x, y) 方向的水平速度分量，m/s； $H=h+\delta$ 为总水深，是坐标变换前的垂向坐标相对于 $z=0$ 的平均水深 h 与自由水面波动 δ 的和，m； m_x ； m_y 为坐标变换系数，在笛卡尔坐标下等于 1； P_{atm} 为大气压强， P_a ； p 为参考密度 ρ_0 下的附加静水压； b 为浮力； f 为科里奥利系数，涵盖网格曲率加速度； A_H 为水平动量扩散系数， m^2/s ； A_v 为垂向紊动黏性系数， m^2/s ； $c_p D_p$ 为植被阻力系数； D_p 为与每单位水平面积的流量相交的投影植被区域； S_u 和 S_v 为 (x, y) 方向动量方程的源/汇项， m^2/s ； S_h 为质量守恒方程的源/汇项， m^2/s ； S 为盐度，ng/L； T 为温度， $^{\circ}C$ ； C 为总悬浮无机颗粒浓度， g/m^3 ； U 和 V 为 (x, y) 方向是深度平均速度分量， m^2/s ； P 和 Q 为 (x, y) 方向的质量通量， m^2/s 。

经过 σ 坐标变换后沿垂方向 z 的速度 w 与变换前的垂向速度 w^* 间的关系为：

$$w = w^* - z \left(\frac{\partial \delta}{\partial t} + \frac{u}{m_x} \frac{\partial \delta}{\partial x} + \frac{v}{m_y} \frac{\partial \delta}{\partial y} \right) + (1 - z) \left(\frac{u}{m_x} \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{v}{m_y} \frac{\partial h}{\partial y} \right) \quad (4.8)$$

式中：w 为 σ 坐标下的垂向速率，m/s； w^* 为 z 坐标下的垂向速率，m/s。

传输方程:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(m_x m_y H C) + \frac{\partial}{\partial x}(m_y H u C) + \frac{\partial}{\partial y}(m_x H v C) + \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w C) - \\ & \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w_{sc} C) = \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{m_y}{m_x} H A_H \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{m_x}{m_y} H A_H \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(\frac{m_x m_y}{H} A_b \frac{\partial C}{\partial z}\right) + S_c \end{aligned} \quad (4.9)$$

温度和热传输方程:

$$\frac{\partial}{\partial t}(m_x m_y H T) + \frac{\partial}{\partial x}(P T) + \frac{\partial}{\partial y}(Q T) + \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w T) = \frac{\partial I}{\partial z} + S_t \quad (4.10)$$

式中: C 为传输物质浓度, g/m^3 ; w 为垂向速度分量, m/s ; A_H 为水平紊动扩散系数, m^2/s ; w_{sc} 为沉降速率; S_c 为源/汇项; T 为温度, $^{\circ}\text{C}$; I 为太阳的短波辐射强度, W/m^2 ; S_t 为热交换的源汇项。

4.1.3 紊流闭合模型

垂向紊流涡黏项和扩散项根据 Mellor 和 Yamada 提出的紊流模型计算, 控制方程中粘性系数 A_v 和扩散系数 A_b 由下式确定:

$$A_v = \Phi_A A_0 q l = \frac{(1+R_q/R_1)}{(1+R_q/R_2)(1+R_q/R_3)} A_0 q l \quad (4.11)$$

$$A_b = \Phi_K K_0 q l = \frac{1}{1+R_q/R_3} \quad (4.12)$$

$$R_q = \frac{gH}{q^2} \frac{l^2}{H^2} \frac{\partial b}{\partial z} \quad (4.13)$$

式中: A_v 为垂向紊动扩散系数; A_b 为垂向质量扩散系数; A_0 和 K_0 均为无量纲系数; R_q 为理查森数; q^2 为紊动强度; l 为紊动长度尺度, m 。 Φ_A 和 Φ_K 为稳定性函数, 用来分别在稳定和不稳定的垂向密度分层条件下水体垂直混合或者输运的增减。紊动强度及紊动长度尺度由一组 Mellor-Yamada 方程确定:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(mHq^2) + \frac{\partial}{\partial x}(Pq^2) + \frac{\partial}{\partial y}(Qq^2) + \frac{\partial}{\partial z}(mwq^2) = \frac{\partial}{\partial z}\left(m \frac{A_q}{H} \frac{\partial q^2}{\partial z}\right) 2m \frac{A_v}{H} \left[\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2 + \right. \\ & \left. \left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)^2\right] + 2mgA_b \frac{\partial b}{\partial z} - 2m \frac{Hq^3}{B_1 l} + S_b \end{aligned} \quad (4.14)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(mHq^2 l) + \frac{\partial}{\partial x}(Pq^2 l) + \frac{\partial}{\partial y}(Qq^2 l) + \frac{\partial}{\partial z}(mwq^2 l) = \frac{\partial}{\partial z}\left[\left(m \frac{A_{ql}}{H} \frac{\partial}{\partial z}(q^2 l)\right)\right] + \\ & m l E_1 \left\{ \frac{A_v}{H} \left[\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)^2\right] + E_3 g A_b \frac{\partial b}{\partial z} \right\} - m E_2 \frac{Hq^3}{B_1} \left[1 + E_4 \left(\frac{l}{kH z}\right)^2 + E_5 \left(\frac{l}{kH(1-z)}\right)^2\right] + \\ & S_l \end{aligned} \quad (4.15)$$

$$\frac{1}{L} = \frac{1}{H} \left(\frac{1}{z} + \frac{1}{1-z}\right) \quad (4.16)$$

式中: 经验常数 $E_1 = 1.8$, $E_2 = 1.0$, $E_3 = 1.8$, $E_4 = 1.33$, $E_5 = 0.25$; k 为卡门常数; S_b 为紊动强度方程的源汇项; S_l 为紊动长度尺度方程的源汇项; A_q 为紊动

强度方程的垂向扩散系数, A_{ql} 为紊动长度尺度方程的垂向紊动扩散系数。

4.1.4 水质与富营养化模型

水质变量的质量守恒控制方程由物理运输、平流扩散和动力学过程组成^[120]。EFDC 考虑了 22 中水质变量转化过程, 水质变量汇总如表 4.1 所示。其质量守恒方程如下:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(m_x m_y H C) + \frac{\partial}{\partial x}(m_y H u C) + \frac{\partial}{\partial y}(m_x H v C) + \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w C) \\ & = \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{m_y H A_x}{m_x} \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{m_x H A_y}{m_y} \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(m_x m_y \frac{A_z}{H} \frac{\partial C}{\partial z}\right) + m_x m_y H S_C \end{aligned} \quad (4.17)$$

式中: C 为水质变量浓度, mg/L; u , v , w 分别为水平-曲线坐标和垂向坐标下的 x , y , z 的速度分量, m/s; A_x 、 A_y 、 A_z 分别为 x , y , z 三个方向的紊动扩散系数, m^2/s ; S_C 为内外源汇项。

表 4.1 EFDC 模型水质变量汇总

序号	水质状态变量	符号	分类	序号	水质状态变量	符号	分类
1	蓝藻	Bc	藻类	12	活性颗粒态有机氮	LPON	氮
2	硅藻	Bd		13	溶解态有机氮	DON	
3	绿藻	Bvg		14	氨氮	NH ₄	
4	难容颗粒态有机碳	RPOC	有机碳	15	硝态氮	NO ₂ +NO ₃	硅
5	活性颗粒态有机碳	LPOC		16	颗粒性生物硅	SU	
6	溶解态有机碳	DOC		17	溶解态可用硅	SA	
7	难容颗粒态有机磷	RPOP	磷	18	化学需氧量	COD	其他
8	活性颗粒态有机磷	LPOP		19	溶解氧	DO	
9	溶解态有机磷	DOP		20	总活性金属	TAM	
10	总磷酸盐	PO ₄	氮	21	粪大肠杆菌	FCB	其他
11	难容颗粒态有机氮	RPON		22	大型藻类/底栖藻类	BM	

4.1.5 定解边界条件

动力学边界条件包括垂直边界条件(自由表面边界条件、水体底部边界条件)和水平边界条件(侧向开边界条件、侧向闭边界条件)。

(1) 自由表面边界条件

$$\text{运动学边界条件: } w(x, y, 1, t) = 0 \quad (4.47)$$

$$\text{动力学边界条件: } \frac{A_V}{H} \frac{\partial u}{\partial z} \Big|_{z=1} = \frac{\tau_{Sx}}{\rho} \quad \frac{A_V}{H} \frac{\partial v}{\partial z} \Big|_{z=1} = \frac{\tau_{Sy}}{\rho} \quad (4.48)$$

式中: τ_{Sx} 和 τ_{Sy} 分别为风应力在 x 和 y 方向上的分量; ρ 为水体密度; A_V 为垂向粘滞系数。

(2) 水体底部边界条件

$$\text{运动学边界条件: } w(x, y, 0, t) = 0 \quad (4.49)$$

$$\text{动力学边界条件: } \frac{A_V}{H} \frac{\partial u}{\partial z} \Big|_{z=0} = \frac{\tau_{hx}}{\rho} \quad \frac{A_V}{H} \frac{\partial u}{\partial z} \Big|_{z=0} = \frac{\tau_{by}}{\rho} \quad (4.50)$$

式中: τ_{hx} 和 τ_{hy} 分别为底摩擦应力; 其它符号同自由水面动力学边界公式符号。

(3) 侧向边界条件

侧面边界条件包括闭边界条件和开边界条件。闭边界条件包括湖岸线、湖中岛屿或水中建筑物等的边界, 且水质点沿边界切向可自由滑动。开边界条件应该做到内外部区域能量状态的相互转化, 如流量过程、流速过程、辐射过程等等。

4.2 模型构建及验证

水动力模拟是进行准确的水质模拟的前提必要条件, 是水质模拟的基础, 水动力条件的准确模拟决定水体中污染物质的迁移输送过程, EFDC 水质模块基于 CE-QUAL-ICM, 以下就模型配置、参数率定与验证及误差分析等展开讨论。

4.2.1 模型配置

(1) 网格剖分及库底高程

本次模拟平面上采用曲线正交网格, 采用 Delft3D 根据研究区域边界进行网格划分, 并对生成的网格进行正交化处理, 尽可能是生成的网格与实际的水体边界线吻合, 同时, 针对局部出现正交性较差的区域进行手动调整, 一般正交性的判断依据为网格之间的余弦值。根据边际线确定网格边界后, 需根据实际情况对网格分辨率进行确定, 以保证模型模拟精度要求, 但是网格大小一方面受计算机运行时间的、储存空间和稳定性的要求限制, 另一方面, 也需要保证网格空间分析的效果。综合以上因素, 本次模拟选定网格大小为 $150 \times 100 \text{ m}$, 合计 9499 个网格单元, 由 Delft3D 生成网格后, 倒入 EFDC 软件点击系统内高程数据插值选项, 经导入官厅水库库底高程数据 (库底高程数据来源于多年大断面实测数据), 由模型自动根据临近点插值法对整个库区进行插值, 并分配到各个网格单元中。通过输入初始水库, 经计算确定初始水面高程及库区各个区域水深。水底高程 (a) 及平面网格示意图 (b) 如图 4-1 所示。

为了更好地模拟库区地形, 垂直方向采用 σ 坐标, 以适应复杂地形和底部高程变化较大的地方, 官厅水库最大水深超过 10 m , 因此垂向均分为 10 层, 模型自动根据每个单元水深进行划分, 垂向网格示意如图 4-1 (c) 和 (d), 因此, 垂直网格大小随地形而变化, 从水库最浅部分 (妫水河入库区附近) 的 $0.1\text{-}0.3 \text{ m}$ 到水库最深部分的 $10\text{-}17 \text{ m}$ 不等。

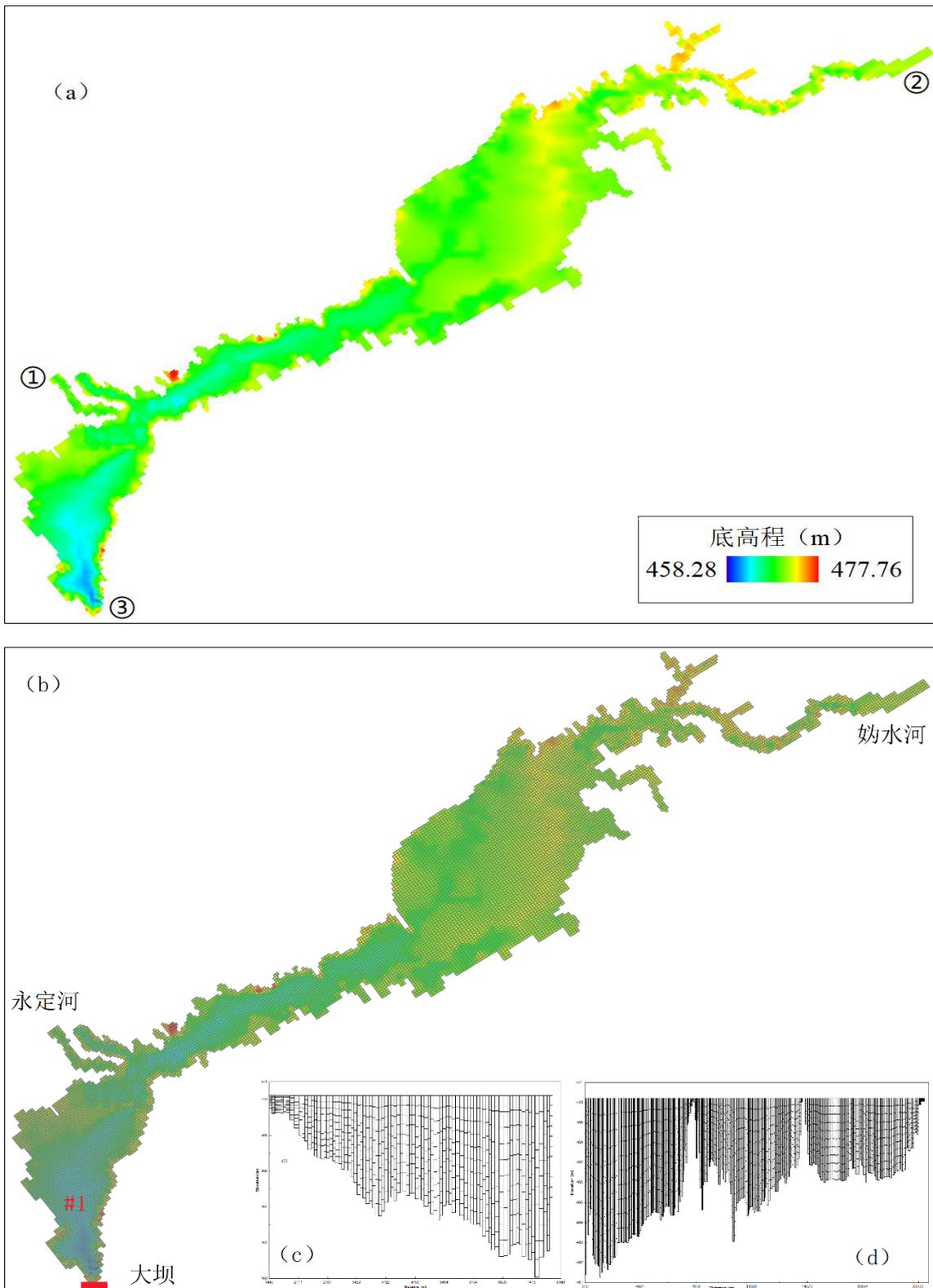


图 4-1 官厅水库网格划分及库底地形

(a) 为底高程及出入库区边界；(b) 为平面网格及入库河流；(c) 为沿 I 方向即沿大坝方向垂向网格，(d) 为沿 J 方向即垂直大坝方向剖面网格。

(2) 流量边界条件

水动力模型边界条件主要有流量边界及大气边界，官厅水库入库流量主要来源于洋河、桑干河及妫水河，洋河与桑干河汇合于河北省怀来县夹河村，统称永定河，因此，将出入官厅水库的河流概化为永定河入库（图 4-1a 中）、妫水河入库（图 4-1a 中）和官厅水库（坝下）出库口（图 4-1a 中）。以这些河流年内的逐日平均流量作为流量边界条件（数据来源于海河流域水文年鉴第 3 卷-第 3 册）。图 4-2 为 2016-2017 年官厅水库出入库流量日变化过程，从图中可以看出，每年下半年各月的入库水量明显高于上半年各月份，主要是因为官厅流域 6 月以后进入汛期，来水明显增加，入库水量最小时段为年冬末春初，此段时间由于气温降低，库区水面及部分河道结冰，水流几乎处于断流状态。此外，2017 年 3 月 1 日后，官厅水库日出库流量增大，这与为满足水库下游地区生态流量而进行的生态泄水试运行有关。

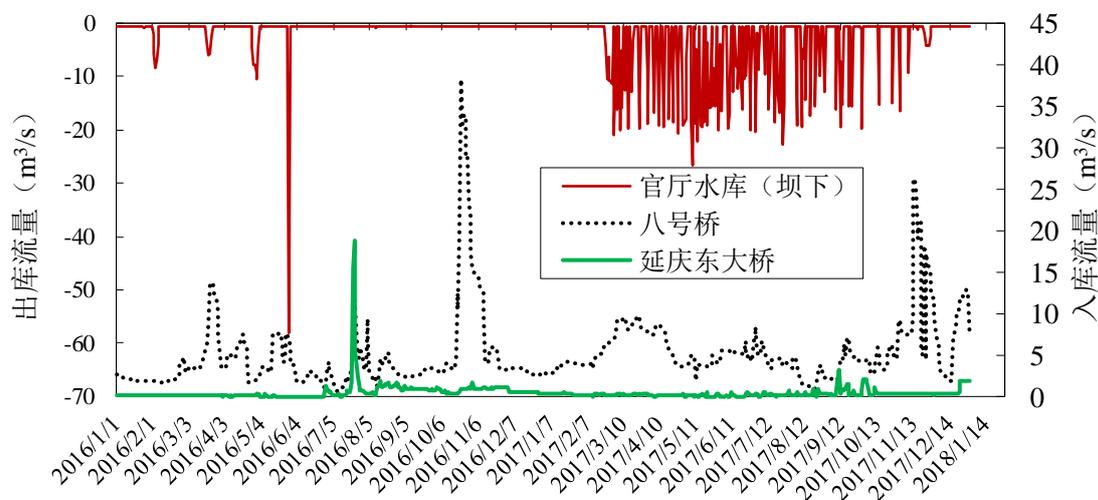


图 4-2 官厅水库出入库流量日过程

(3) 水质边界条件

本文模拟的官厅水库水质模型是在水动力基础上考虑了入库河流水质、大气沉降等因素，水质边界采用 2016.1.1-2017.12.31 日每月一次的水质监测数据，其中永定河入库采用八号桥站点监测数据，妫水河入库水质采用延庆站点水质监测数据，出库采用零梯度出口条件。

(4) 大气边界条件

大气边界条件是指日常气象条件，包括大气压力、气温、相对湿度、降雨量、蒸发量、太阳辐射、云量、风速和风向。由于缺乏直接的现场测量，上述资料是从周边水文气象站以及中国气象科学数据共享服务网(<http://www.escience>)或官厅水库管理局获得的。官厅水库是典型的北方水库，来流较小，水体流速较慢，水库流

场受风力和风向影响较大,故模型中加入风驱动场,考虑了风对水库流场的影响,风的数据是2016-2017年官厅水库站实测风速、风向资料,图4-3为2016-2017年官厅水库风速风向日变化过程。

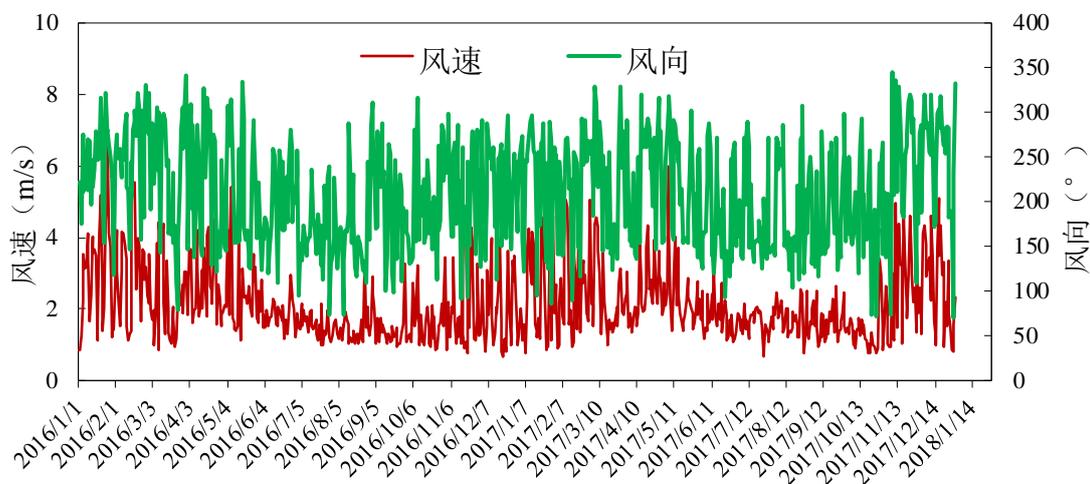


图 4-3 官厅水库风速风向日过程

此外,模型中还用到了大气压强、气温、降雨、相对湿度、太阳辐射、云量、蒸发资料来构建模型的气象驱动场。表4.2为官厅水库2016-2017年月平均气象数据统计表。

表 4.2 官厅水库月平均气象数据 (2016-2017)

月 份	气压 (Pa)	气温 (°C)	相对湿度 (%)	降水量 (m)	蒸发量 (m)	太阳辐射 (MJ/m ²)	云覆盖 (%)
1	9711.09	-8.13	42.74	0.06	1.45	277.51	44.92
2	9688.06	-2.50	40.26	0.29	2.49	356.52	56.15
3	9641.27	6.02	33.67	0.01	4.52	506.98	78.61
4	9565.40	14.00	36.25	0.39	7.71	632.40	67.38
5	9553.53	18.57	44.84	1.09	8.18	689.00	44.92
6	9515.09	22.94	54.84	3.57	6.28	664.69	44.92
7	9516.60	24.96	71.49	7.71	5.95	615.84	56.15
8	9548.41	24.53	68.92	2.64	5.36	605.41	78.61
9	9592.78	18.64	67.26	2.53	3.00	504.24	78.61
10	9649.80	10.78	70.24	2.30	2.96	328.24	67.38
11	9670.35	1.46	56.54	0.21	1.85	262.27	67.38
12	9693.09	-2.44	50.36	0.01	1.52	221.64	44.92

(5) 初始条件

采用2015年12月数据输出热启动文件(RESTART.OUT),然后将out文件变成inp文件,并调用文件,选择“EFDC Restart Option (Input)”框中选热启动“Restart”选项,设置文件(Set Files)按钮选择所生成的Restart.out文件。模式运行的初始

水位取 473.26 m（2015 年末平均水位）作为实际初始条件的近似，水深通过底高程数据和水位计算得出，库底糙率根据相关文献^[121]初步选取为 0.02。本次模拟时间从 2016.1.1-2017.12.31，时间步长设置为动态时间步长，基础时间步长为 10 s。为了适应水位波动，在模型中设置干湿边界，设置临界干水深为 0.05m。完成边界与初始条件时间序列后，分别将数据赋值到对应的网格单元。

初始水质指标浓度根据 2015 年 12 月库区监测点实测值取平均，由于 CNP 各组分的实测数据缺乏，根据测量的水质指标浓度对难溶性、活性和溶解性的有机碳、氮、磷组分进行一定比例分配。各变量初始值如表 4.3 所示。

表 4.3 官厅水库水质变量初始值

序号	水质状态变量	符号	单位	初始值
1	蓝藻	Bc	mg/LC	0.0039
2	硅藻	Bd	mg/LC	0.0039
3	绿藻	Bvg	mg/LC	0.0039
4	难容颗粒态有机碳	RPOC	mg/L	0.039
5	活性颗粒态有机碳	LPOC	mg/L	0.062
6	溶解态有机碳	DOC	mg/L	0.055
7	难容颗粒态有机磷	RPOP	mg/L	0.011
8	活性颗粒态有机磷	LPOP	mg/L	0.041
9	溶解态有机磷	DOP	mg/L	0.059
10	总磷酸盐	PO4	mg/L	0.048
11	难容颗粒态有机氮	RPON	mg/L	2.32
12	活性颗粒态有机氮	LPON	mg/L	2.70
13	溶解态有机氮	DON	mg/L	2.70
14	氨氮	NH4	mg/L	1.67
15	硝态氮	NO2+NO3	mg/L	0.27
16	颗粒性生物硅	SU	mg/L	0
17	溶解态可用硅	SA	mg/L	0
18	化学需氧量	COD	mg/L	10
19	溶解氧	DO	mg/L	12
20	总活性金属	TAM	mol/m ³	0
21	粪大肠杆菌	FCB	MPN/100mL	0
22	大型藻类/底栖藻类	BM	mg/LC	0

4.2.2 参数率定

水动力与水质模型参数包括水文及水力学参数、水质（包括温度及富营养化）参数等。其中水文及水力学参数包括流量、流速、粗糙度、水平和垂直涡流黏度等；水温参数率定主要是率定与表面热通量相关的参数以及垂向紊动扩散系数；水质

参数包括污染物综合衰减参数、扩散系数、耗氧系数、复氧系数、蒸发散热系数等。文中采用 2016.1.1-2016.12.31 官厅水库水位及库区各测点水温、水质等观测资料对模型进行率定。

(1) 水动力部分

结合相关文献，本文涉及水动力部分（含温度模块）主要参数结果见表 4.4。

表 4.4 水动力及温度模块关键参数

参数	符号	单位	取值
柯氏力常数	f	s^{-1}	0.0108
常数的涡流黏度	AHO	m^2/s	1
水平动量扩散系数	AHD	无量纲	0.2
背景动力学涡流黏度	AVO	m^2/s	1.0×10^{-6}
背景分子扩散系数	ABO	m^2/s	1
最小动力学涡流黏度	AVMN	m^2/s	1
最小涡流黏度	ABMN	m^2/s	1
底部糙率	n	无量纲	0.015
风遮挡系数	Wsc	无量纲	1
纯水消光系数	SWRATNF	m^{-1}	0.45
活性床温层厚度	DABEDT	m	5
初始河床温度	TBEDIT	$^{\circ}C$	2
太阳短波辐射快速衰减系数	SWRATNF	无量纲	0.45
表层吸收太阳辐射	FSWRATF	无量纲	0.45
床层与底部水层对流传热系数	HTBED1	无量纲	0.003
床层与底部水层热传导系数	HTBED2	$W/(m^2 \cdot ^{\circ}C)$	0.3

(2) 水质部分

水质模型中涉及的参数众多，无法对每一个参数进行实际测定。需要借助相关文献提供的相关参数范围结合其它研究结果给定一个起始参数值，然后根据实际情况反复试算得到一组较好的参数值。官厅水库中绝大多数种类都是富营养化水体的特征藻类，结合藻类的细胞密度，官厅水库的浮游植物群落结构类型为蓝藻+绿藻型^[122]，因此主要针对蓝藻与绿藻进行调整。对于本文模型中涉及的参数，其取值主要通过相关实验数据、参考文献和研究报告等综合确定。模型中涉及的主要参数见表 4.5。

表 4.5 水质模块主要参数结果

参数定义	符号	取值	参考单位	参数组
蓝藻最大生长速率	PMc	3	1/d	
蓝藻基础代谢速率	BMRc	0.04	1/d	藻
蓝藻被捕食速率	PRRc	0.02	1/d	
绿藻生长最佳温度下限	TMgl	22	$^{\circ}C$	类

绿藻生长最佳温度上限	TMg2	24	°C	
蓝藻生长最佳温度下限	TMc1	25	°C	
蓝藻生长最佳温度上限	TMc2	30	°C	
绿藻新陈代谢参考温度	TRg	20	°C	
最大硝化率	rNitM	0.07	1/d	硝化
复氧速率常数	KRO	3.5	--	DO
化学需氧量衰减速率	KCD	0.015	1/d	COD
难溶颗粒态有机氮最小水解速率	KRN	0.001	1/d	
活性颗粒态有机氮最小水解速率	KLN	0.01	1/d	
溶解态有机氮最小矿化速率	KDN	0.05	1/d	水
难溶颗粒态有机碳最小水解速率	KRC	0.01	1/d	解
活性颗粒态有机碳最小水解速率	KLC	0.1	1/d	与
溶解态有机碳最小矿化速率	KDC	0.1	1/d	矿
难溶颗粒态有机磷最小水解速率	KRP	0.04	1/d	化
活性颗粒态有机磷最小水解速率	KLP	0.075	1/d	
溶解态有机磷最小矿化速率	KDP	0.1	1/d	
背景消光系数	Keb	0.50	1/m	
悬浮颗粒物消光系数	KeTSS	0.05	$m^{-1}/(g \cdot m^{-3})$	光
叶绿素消光系数	KeChl	0.05	$m^{-1}/(g \cdot m^{-3})$	照
最小合适太阳辐射	IsMIN	60	lan/d	
硝化氧半饱和和常数	KHNitDO	0.8	g/m^3	
硝化氮半饱和和常数	KHNitN	0.8	g/m^3	
化学需氧量衰减氧半饱和和常数	KHCOD	1.2	g/L	半
碳氧化半饱和和系数	KHORDO	0.5	g/m^3	饱
脱硝作用吧饱和和系数	KHDNN	0.1	g/m^3	和
CODDO 半饱和和系数	KHCOD	1.2	g/m^3	常
蓝藻生长氨半饱和和常数	KHNc	0.01	mg/L	数
蓝藻生长磷半饱和和常数	KHPc	0.02	mg/L	
反硝化半饱和和常数	KHDNN	0.1	g/m^3	
绿藻氮半饱和和常数	KHNg	0.2	--	
绿藻磷半饱和和常数	KHPg	0.001	--	
藻类呼吸氧半饱和和常数	KHORDO	1.2	g^2/m^3	
水解温度影响系数	KTHDR	0.069	--	
矿化温度影响系数	KTMNL	0.069	--	温
化学需氧量衰减温度速率常数	KTCOD	0.035	--	度
复氧速率的温度调节常数	KTR	1.05	--	
蓝藻基础代谢的温度影响系数	KTBC	0.08	--	
蓝藻沉降速率	WSc	0.3	m/d	沉
绿藻沉降速率	WSg	0.3	m/d	降
难溶颗粒态有机物沉降速率	WSrp	1	m/d	速
活性颗粒态有机物沉降速率	WSlp	1	m/d	率

4.2.3 模型验证

验证是在模型参数确定的基础上，通过模拟计算结果与实测数据进行比较分析。水位验证点位选取官厅水库（坝上）站点实测水位；水质及水温验证点位分别选取位于幼库区、中库区及永库区的幼大桥、河口及永 1008 东，使其均匀分布在各个库区，从而更具代表性，（具体点位分布图参见第三章 图 3-1）。根据本次研究目的，结合收集到的实测数据，主要选取 COD、NH₃-N、TP、TN 等进行验证，同时对温度与溶解氧垂向分布进行验证。

（1）水位

官厅水库坝上水位验证过程如图 4-4 所示，结果表明模拟水位与实测值吻合较好，官厅水库（坝上）站水位平均误差、平均绝对误差（计算公式见后文式 4.51 与式 4.52）分别为 0.13 m、0.137 m，平均误差较小，平均绝对误差小于 2 m。说明水位拟合效果较好，模拟结果基本能够反映水库水位的变化情况。

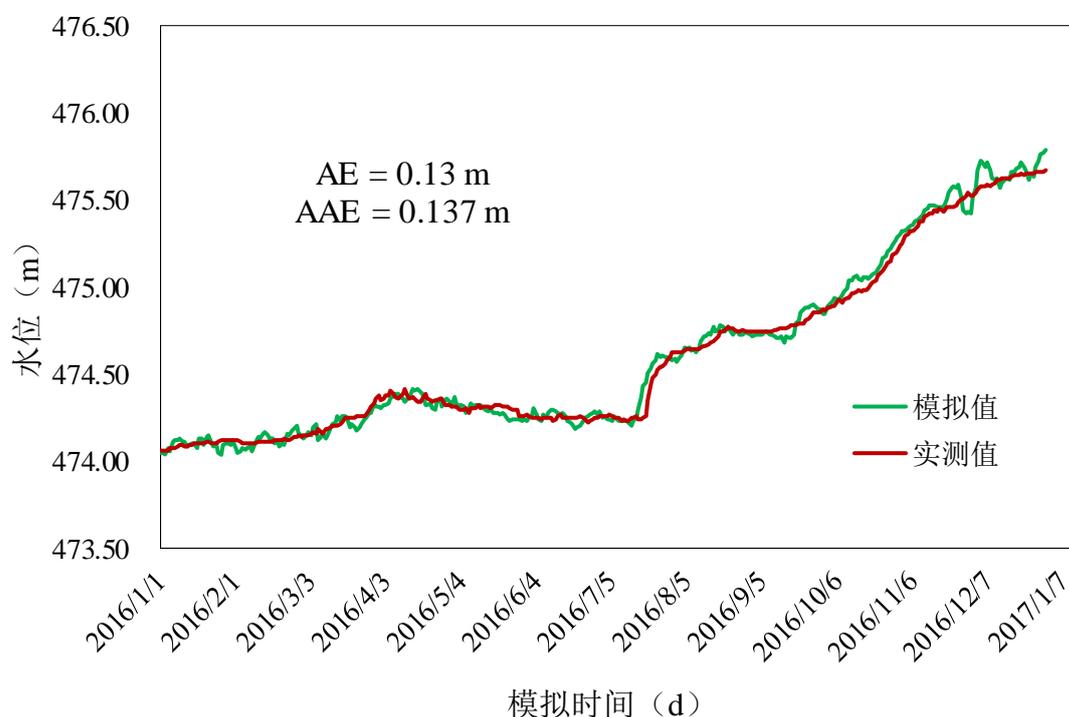


图 4-4 官厅水库水位模拟值与实测值对比图

（2）水温

水温作为影响营养物质传输转化和藻类生长的重要参数，同时也是生化反应速度的主要影响因素。图 4-5 是官厅水库河口、永 1000 和幼大桥三个测点表层水温的实测值与模拟值对比情况，从模拟结果来看，模拟值与实测值较为接近，基本在所接受范围内。可以较为精确地模拟出库区水温和年水温变化，为后续营养盐等水质参数模拟提供支撑。

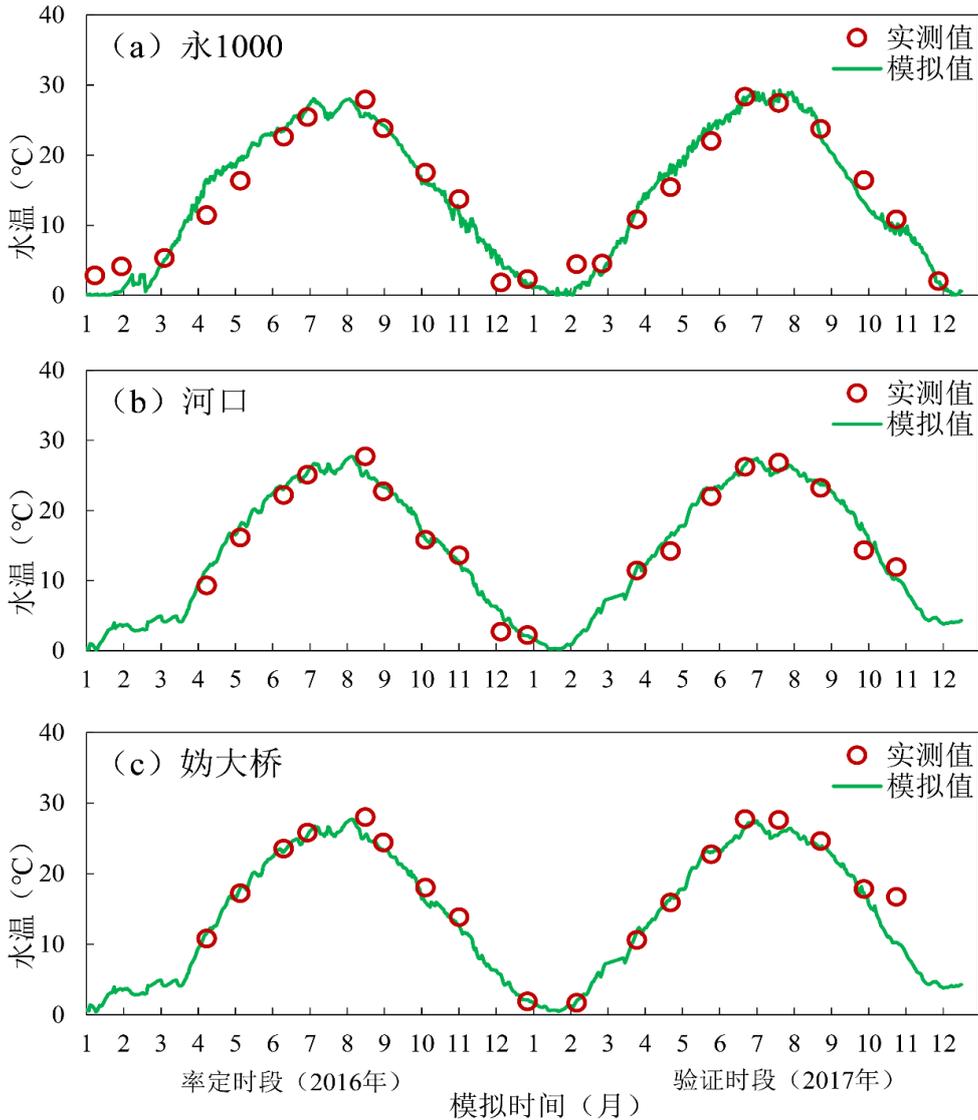


图 4-5 官厅水库表层温度验证结果

图 4-6 显示了坝前断面不同时段水温的实测值与模拟值数据的对比情况。可以看出，模拟期内各个时段的水温模拟值与观测值整体拟合较好，模型能很好地还原官厅水库温度时空变化过程。其中表层水温模拟值偏高而底层模拟值略有偏低。可能与局部时段的气象变化相关，差异主要存在于水下 8 m 范围外，而对表层水模拟结果较好。基本能反映水温层结分布及位置。

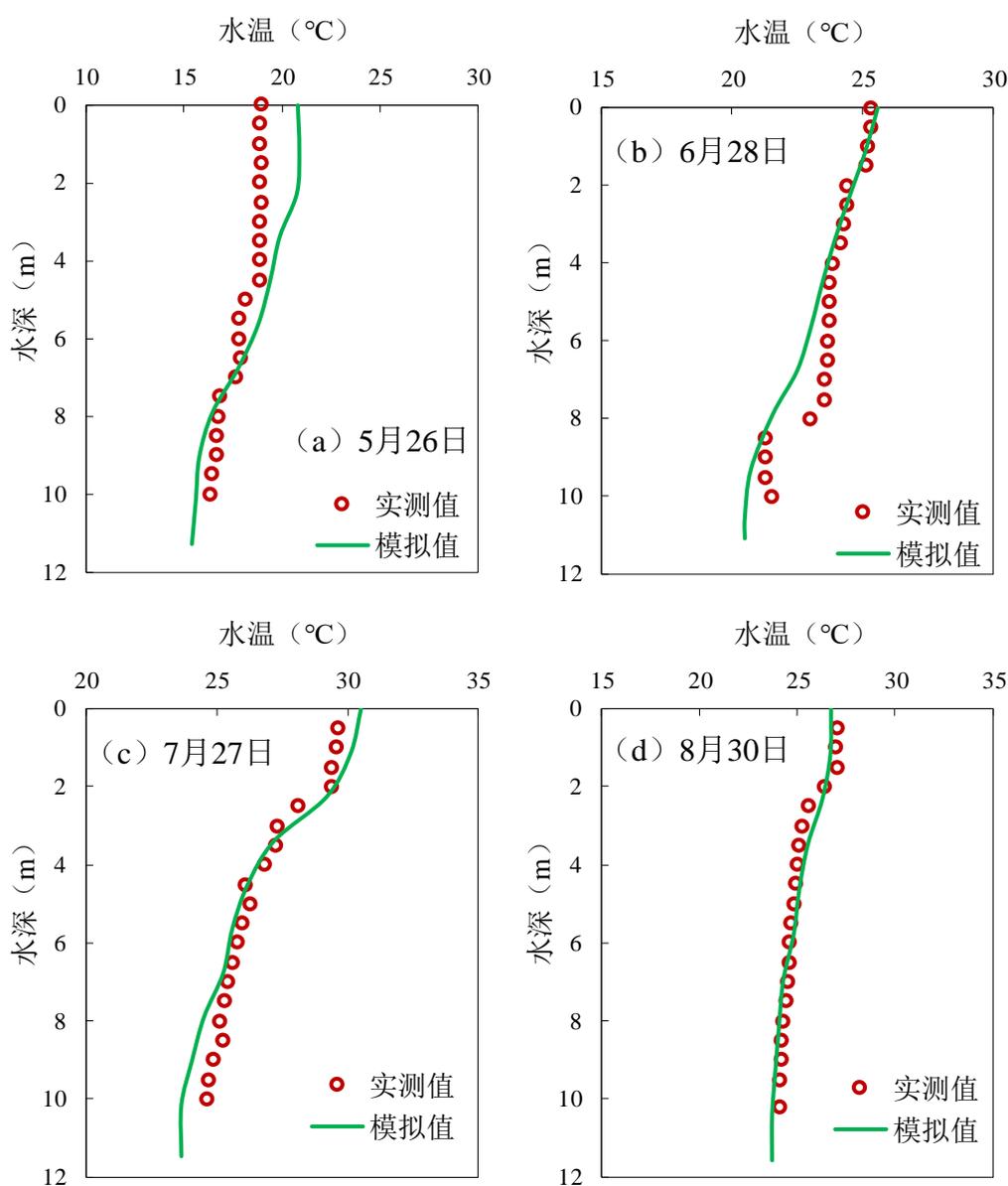


图 4-6 官厅水库垂向水温验证结果

(3) 溶解氧

水中溶解氧的含量是确定水质好坏的重要指标之一。图 4-7 给出了模拟过程中库区河口、永 1000 和妨大桥三个测点 DO 浓度的实测值与模拟值对比情况。从模拟结果来看，模拟值与实测值吻合度较高，反映了模拟期内库区溶解氧的变化趋势，表明模型的可靠性，且妨大桥与永 1000 处的拟合程度优于河口处。造成这种情况的主要原因可能是河口监测点靠近永定河入库口，受来流影响较大，溶解氧浓度变化波动较大。

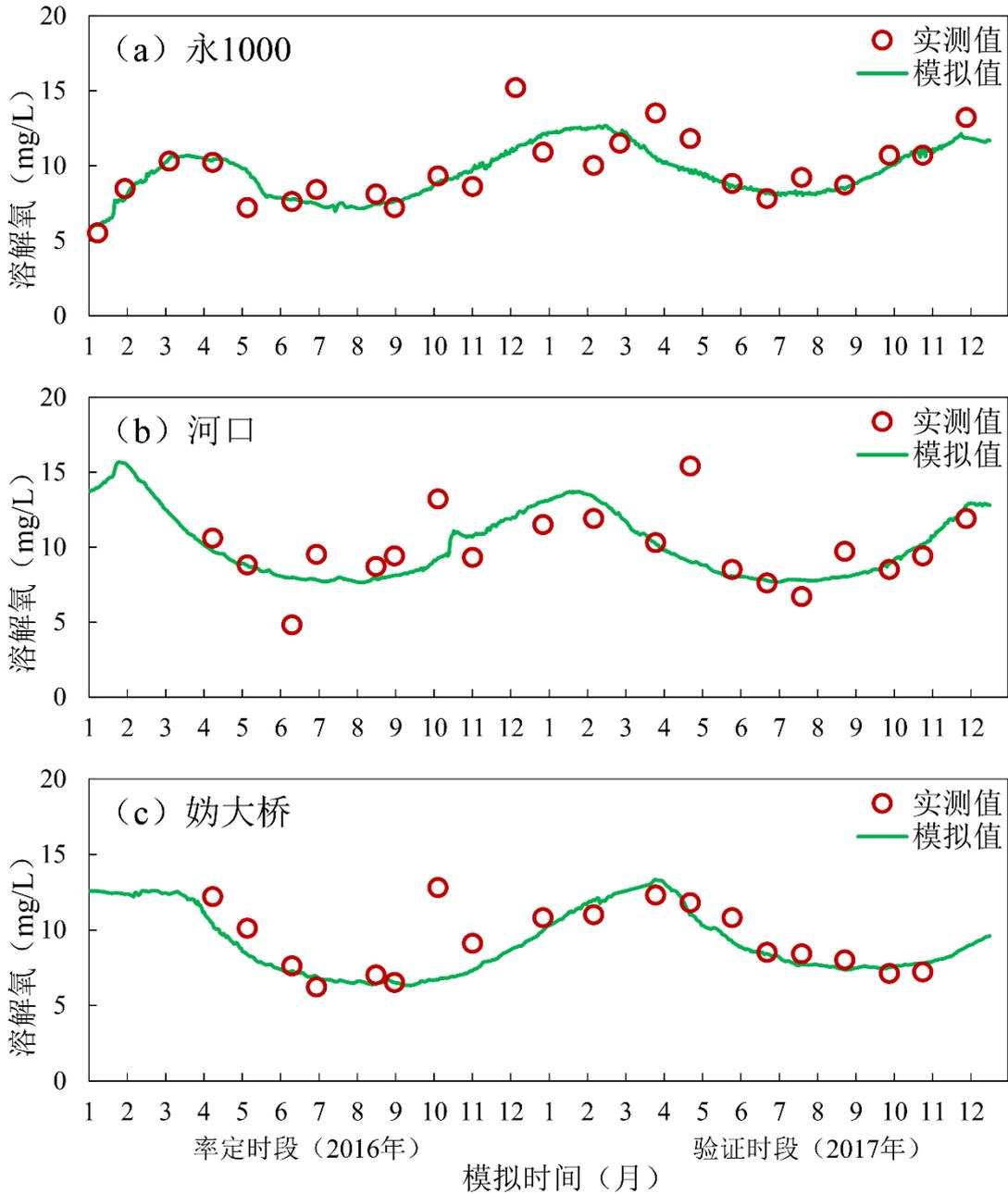


图 4-7 官厅水库溶解氧验证结果

通过对比库区实测数据与模拟数值，验证了官厅水库的 DO 垂向分布，图 4-8 显示了各月实测值与模拟值数据的对比。总体而言，溶解氧的模拟值与实测值之间趋势较为一致，5 月 26 日、6 月 28 日、7 月 27 日及 8 月 30 日模拟结果与实测数据平均相对误差分别为：1.79%、2.97%、4.97%、2.79%，模拟结果基本反映官厅水库溶解氧的垂向分布。各月份垂向溶解氧浓度均表现为水体表层溶解氧浓度较高，库底溶解氧浓度接近于 0 mg/L，但水体表层实测溶解氧浓度高于模拟值，尤其是 7、8 月份，表层水体实测溶解氧浓度与模拟值存在较大误差，这可能是模拟

过程中考虑了大气复氧加上底质硝化作用的耗氧，所以计算值偏低，此外，实测数据精度也可能是造成误差的原因。

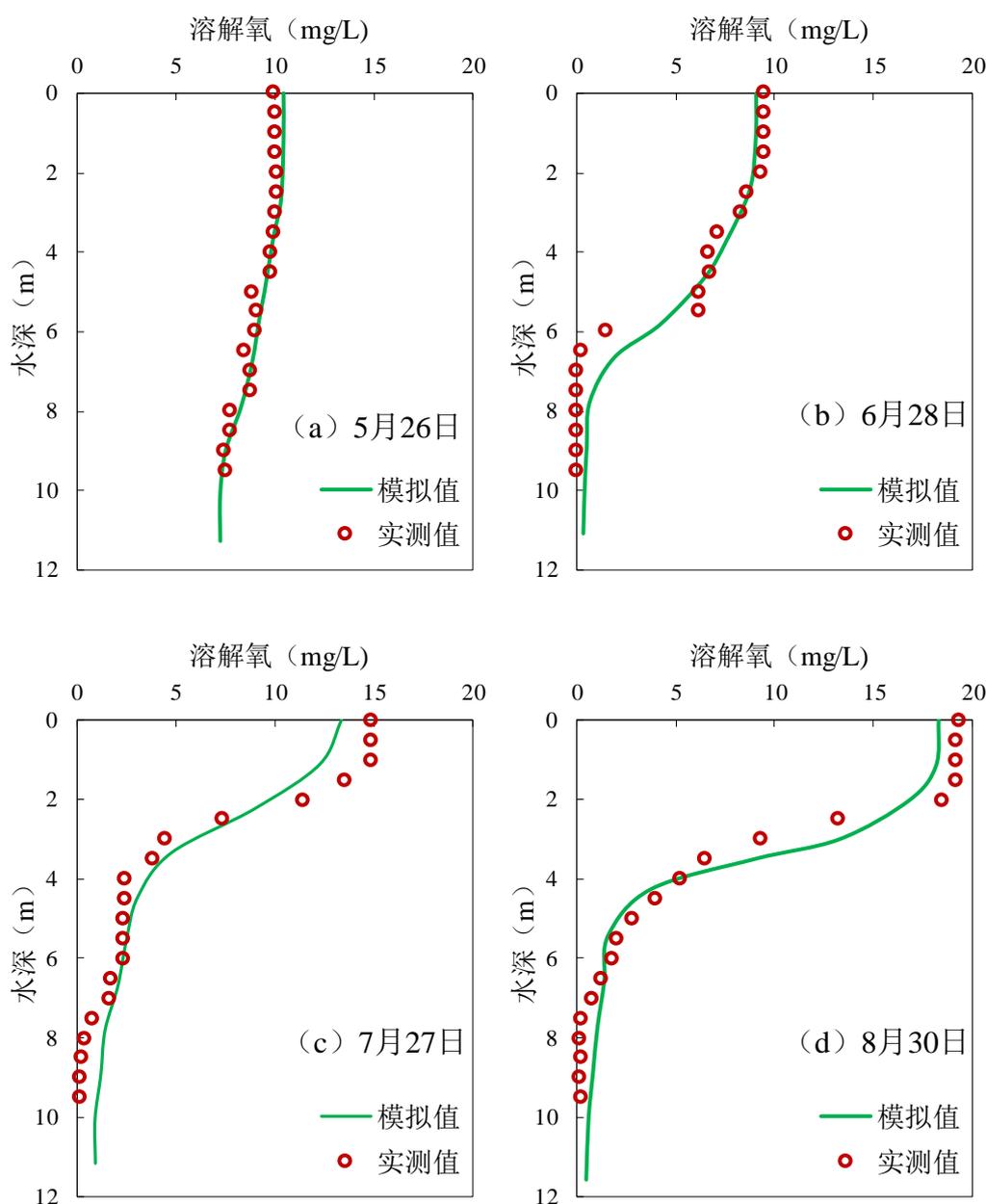


图 4-8 官厅水库溶解氧垂向验证

(4) 氨氮

从分布在各库区的三个站点的模拟与实测数据对比图(图 4-9)可以看出:模拟值与实测值吻合度较高,基本反映了模拟期内库区氨氮的变化趋势,表明模型具有一定的可靠性。其中,奶大桥站点在三个站点中误差最大,造成这种现象的原因可能是:奶大桥站点位于奶库区,该库区水面开阔,水域较浅,底泥易受风浪影响造成氮的其他形式向氨氮转化;此外奶库区面积大,岸线区域广,大量接受面源也

可能是造成模拟误差的原因。

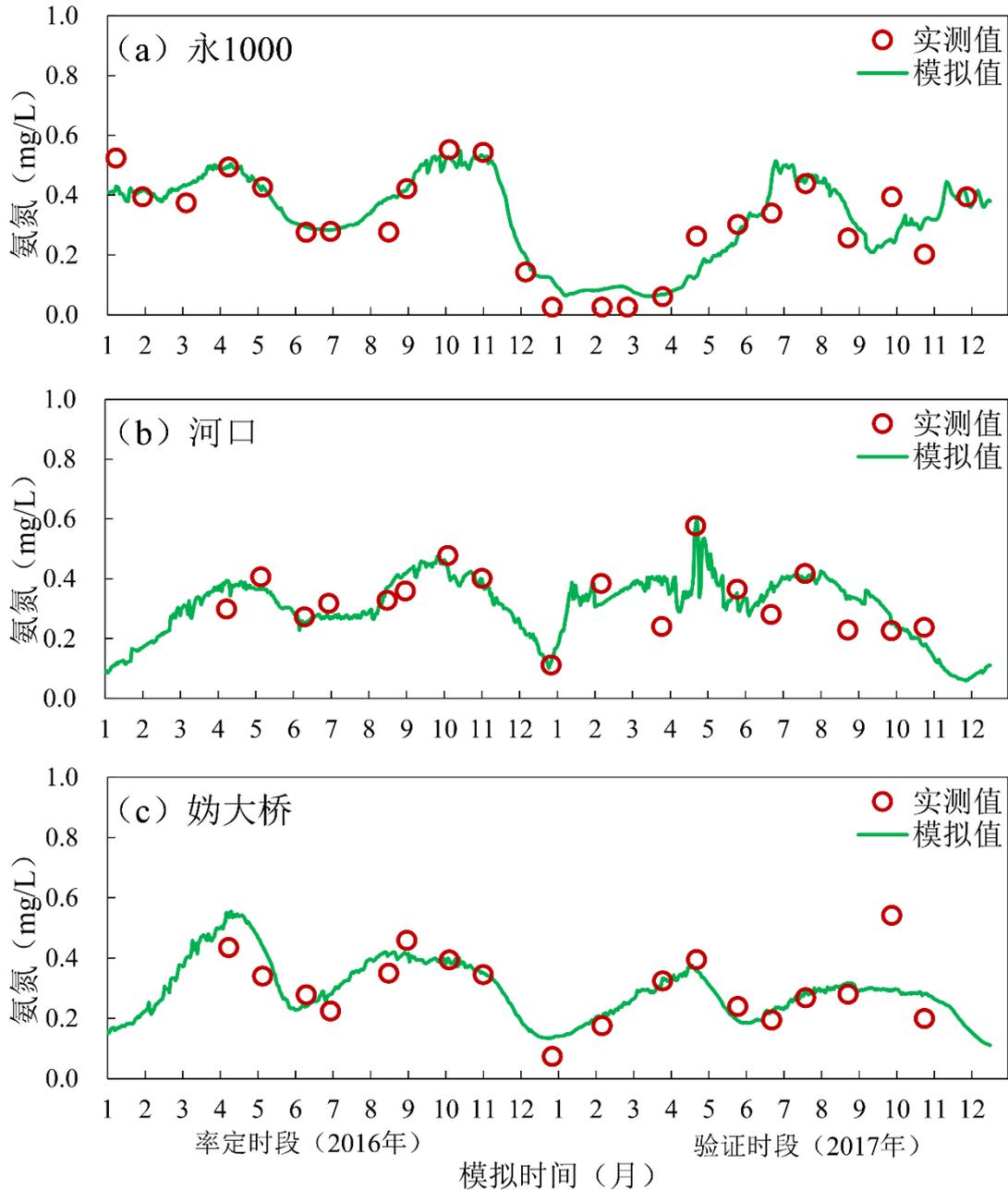


图 4-9 官厅水库 $\text{NH}_3\text{-N}$ 验证结果

(5) 总磷

图 4-10 列出了模型验证过程中官厅水库河口、永 1000 和姊大桥三个测点 TP 浓度的实测值与模拟值对比过程，从模拟结果来看，永库区模拟值与实测值吻合度较高，河口与姊大桥站点在个别月份误差较大，但模拟结果基本能反映库区 TP 的年内变化趋势。年内来看，TP 在河口波动较大，一年中出现两个峰值，分别在春末与秋季期间，主要可能的原因，河口靠近入库口，因而其浓度受入库浓度影响较

大，汛期流量汇入致使 TP 浓度上升，随着污染物入库后对流扩散，主库区浓度波动逐渐减小，如在永库区的永 1000 站点，年内 TP 浓度波动变化逐渐稳定。

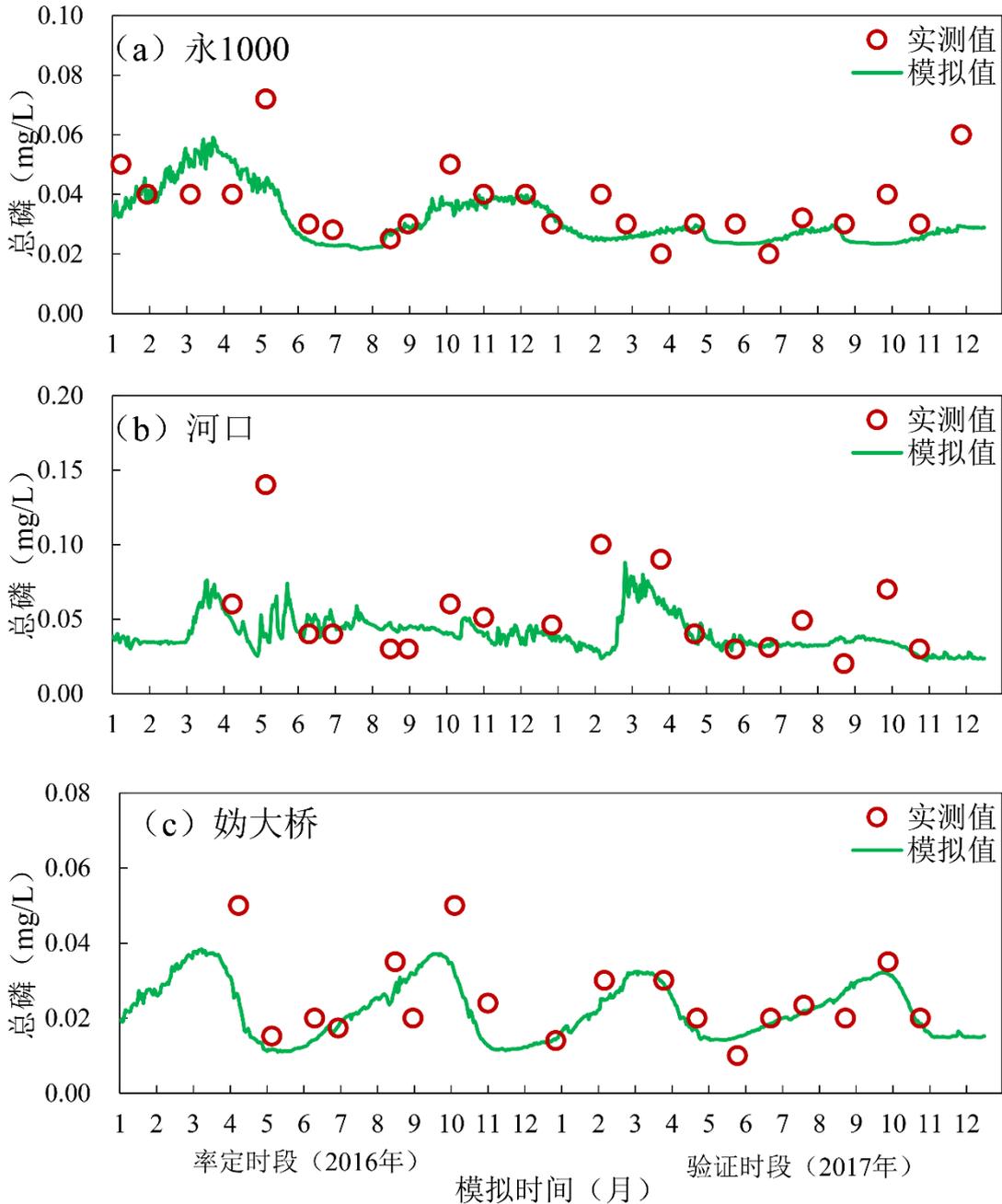


图 4-10 官厅水库 TP 验证结果

(6) 总氮

图 4-11 列出了模型验证过程中官厅水库三个库区各个测点 TN 浓度的实测值与模拟值对比过程，从模拟结果来看，永 1000 站点模拟值与实测值吻合度较高，河口与奶大桥站点在个别月份误差较大，但模拟结果基本能反映库区 TN 的年内变化趋势。

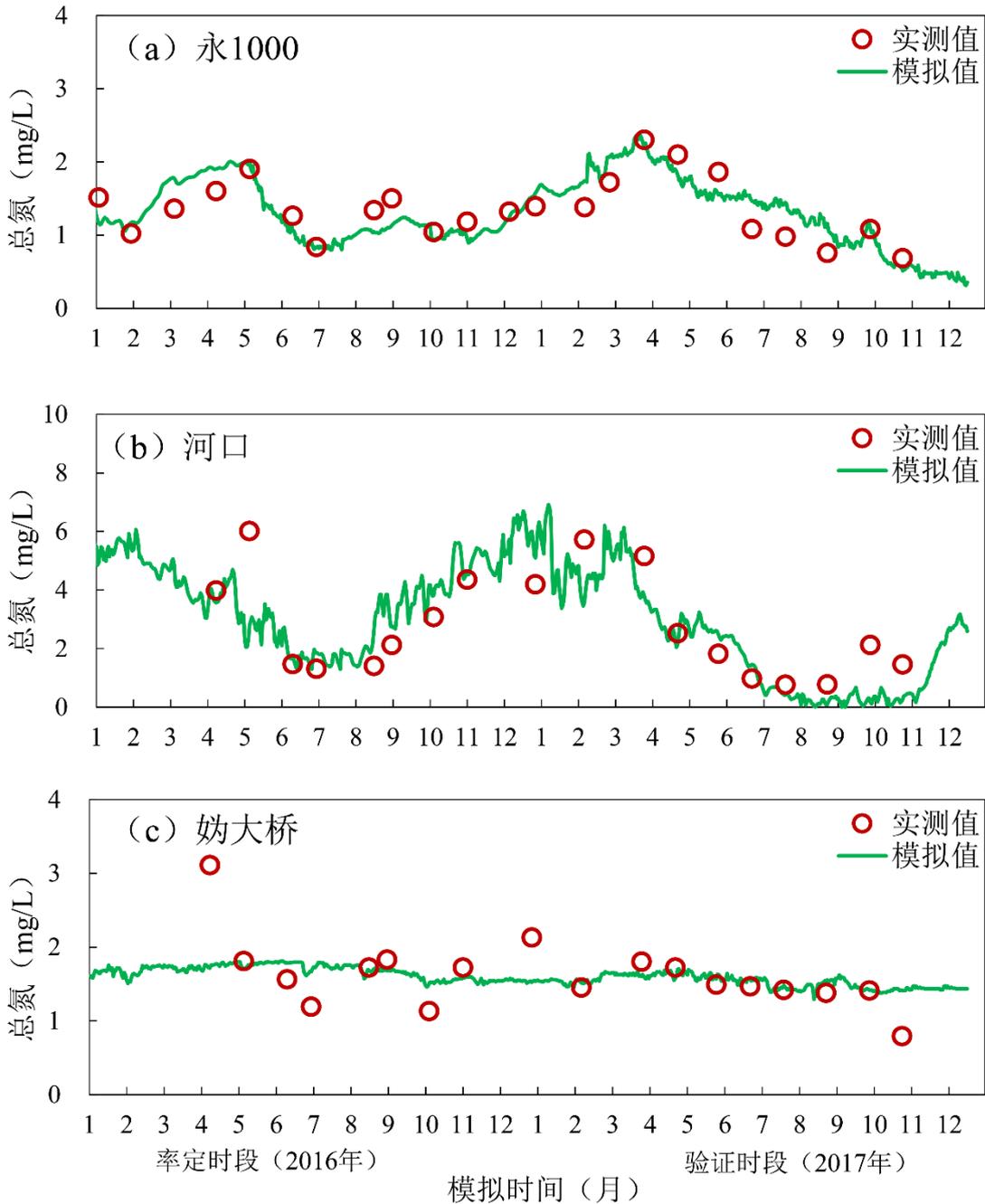


图 4-11 官厅水库 TN 验证结果

(7) COD

图 4-12 列出了模型验证过程中官厅水库河口、永 1000 和媯大桥三个测点 COD 浓度的实测值与模拟值对比图，从模拟结果来看，媯库区媯大桥站点模拟值与实测值吻合度较高，河口误差次之，永库区模拟结果最差，但总体来看模拟结果基本能反映库区 COD 的年内变化。

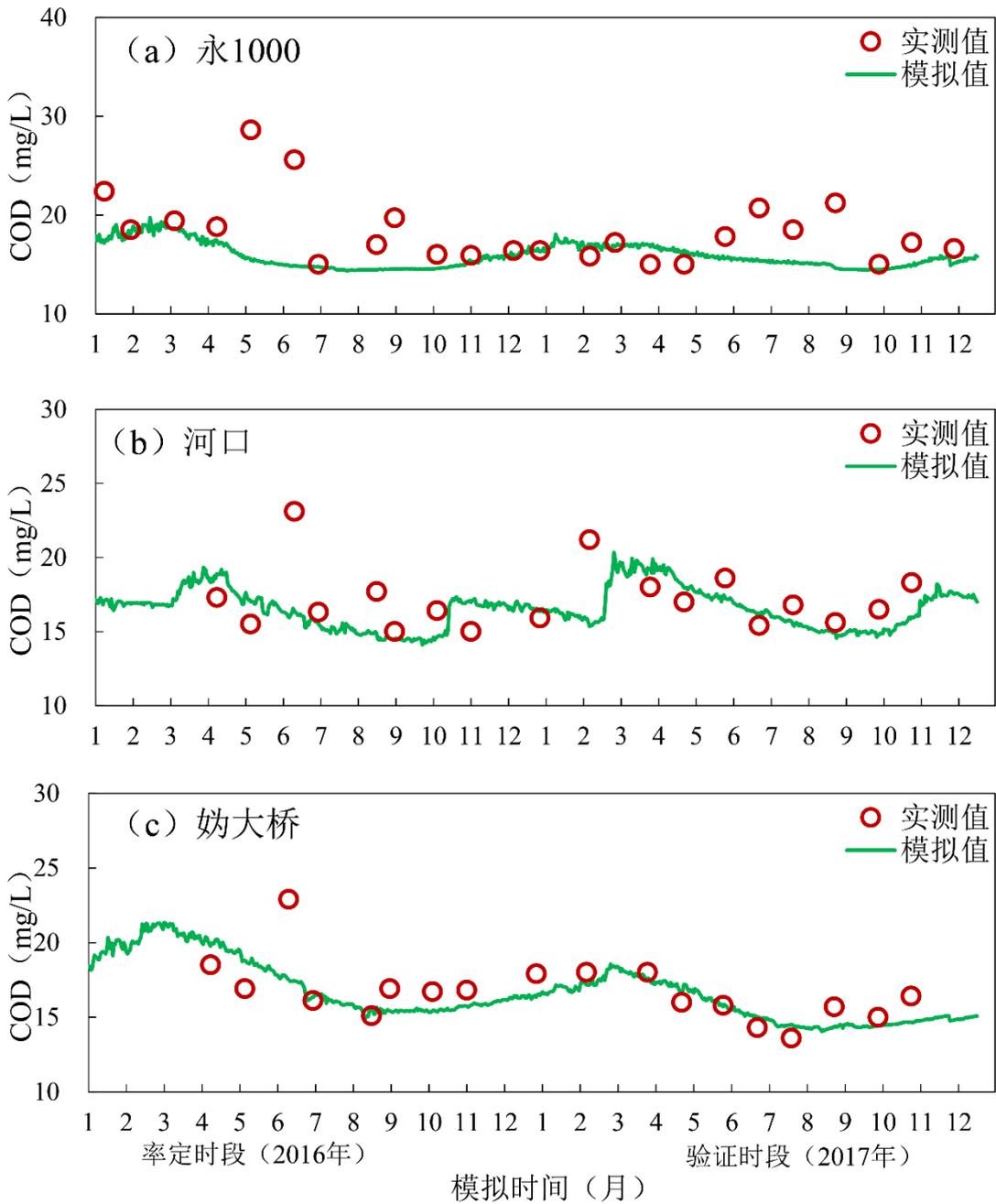


图 4-12 官厅水库 COD 验证结果

(8) 叶绿素 a

图 4-13 列出了模型验证过程中官厅水库河口、永 1000 和奶大桥三个测点 Chl-a 浓度的实测值与模拟值对比图，从模拟结果来看，奶库区奶大桥站点模拟值与实测值吻合度较高，河口误差次之，永库区模拟结果最差，但总体来看模拟结果基本能反映库区 Chl-a 的年内变化。

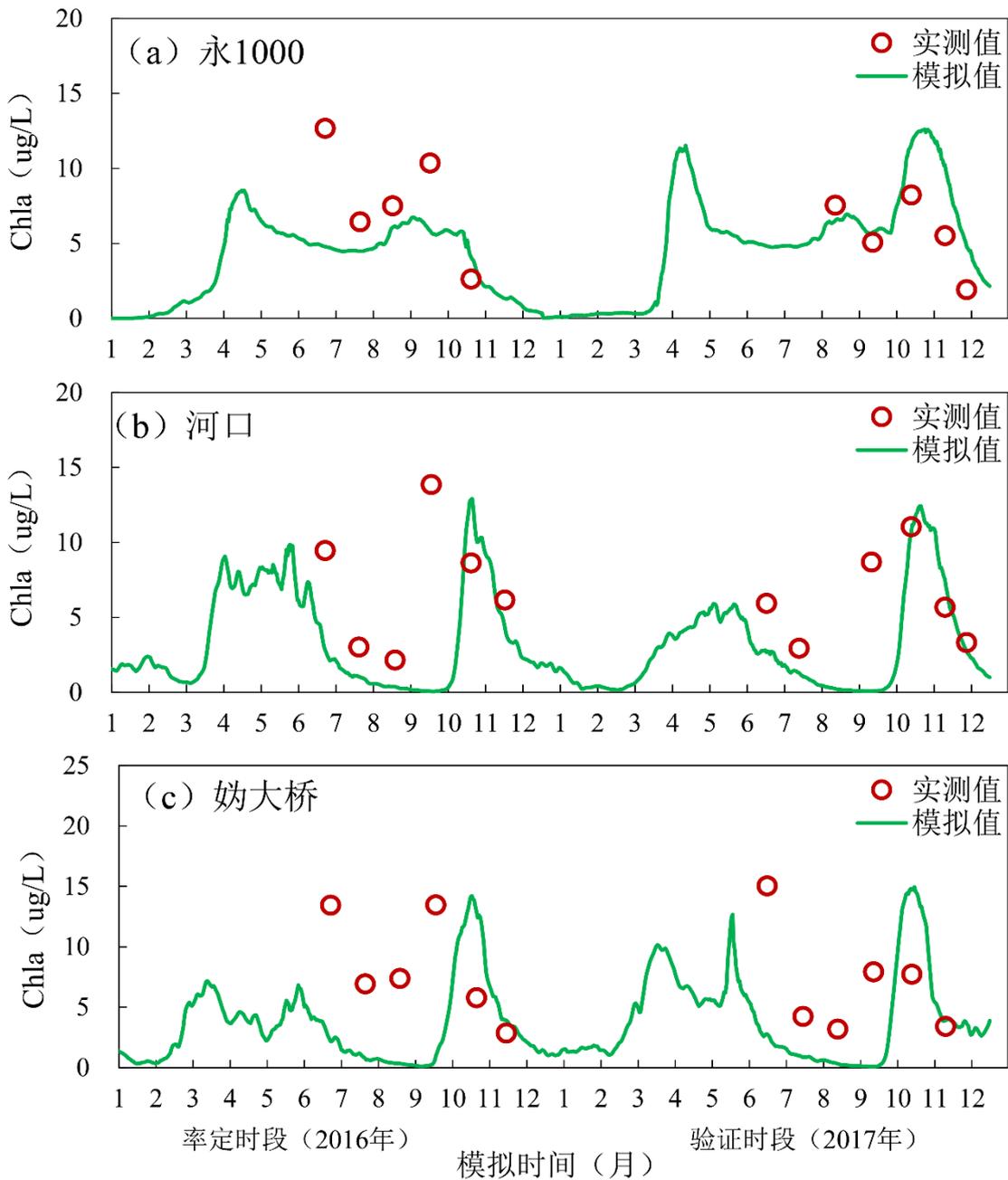


图 4-13 官厅水库叶绿素 a 验证结果

4.2.4 误差分析

为检验模型重现其他观测数据的能力,需对所建模型进行模拟误差分析,检验模型的模拟结果是否能够满足精度要求。本文在参数误差分析过程中采用平均误差 (average error, AE)、平均绝对误差 (average absolute error, AAE)、均方根误差 (root mean square error, RMS) 以及相对误差 (relative error, RE) 等统计变量对官厅水库各个验证站点进行统计分析。平均误差、平均绝对误差、均方根误差及相对误差计算公式如式 (4.51) ~ (4.54)。

$$AE = \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - X_i)}{N} \quad (4.51)$$

$$AAE = \frac{\sum_{i=1}^N |O_i - X_i|}{N} \quad (4.52)$$

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (O_i - X_i)^2}{N}} \quad (4.53)$$

$$RE = \frac{\sum_{i=1}^N |O_i - X_i|}{\sum_{i=1}^N O_i} \times 100\% \quad (4.54)$$

式中：AE 为平均误差统计；AAE 为平均绝对误差；RMS 为均方根误差；RE 为相对误差； O_i 为观测值； X_i 为在时间和空间上对应的模拟值； \bar{O}_i 为观测平均值；N 为有效的数据/模型相应的数目。

库区各测点（表层）模拟结果误差统计表见表 4.7~4.12。可知，各水质参数的模拟值与实测值较为接近，基本在所接受范围内，说明所建模型具有一定的可靠性，能作为后续模拟分析的基础支撑。水温是富营养化模型的关键参数，绝大部分营养盐传输过程都依赖于水温，依据库区 5 个站点的率定验证统计表可以发现，库区各站点表层水温的相对误差为 10.33%~24.72%，最大平均误差为 1.13 °C，可以较为精确地反映库区水温和年水温变化。

库区内溶解氧模拟平均值在 7.81~9.47 mg/L 之间，与实测值相比的相对误差在 11.01%~22.32%，平均误差均小于 3.0 mg/L。氨氮与化学需氧量模拟值的平均值分别为 0.23~0.33 mg/L 和 15.68~21.54 mg/L，相对误差均在 30% 内，说明所建立的模型可以反映库区溶解氧、氨氮及 COD 等水质变量的分布和变化情况。

然而模型在模拟 TN、TP 的过程中部分站点相对于实测值的误差稍大，如在河口 TN 的相对误差为 35.56%，TP 的相对误差达 46.21%，且 TP 在妣 1018+1 站点的相对误差也较大，达 52.92%，出现这种情况的主要原因是：此二站点靠近官厅入库点，水体环境受入库流量影响较大，水环境变化复杂，此外，由于在模拟过程未考虑水生植物的影响，这也是造成误差的原因之一。但对于其他监测点位，TP、TN 模拟结果的相对误差分别在 23.70%~29.45% 和 13.98%~29.16%，总体在可接受范围内。

表 4.7 水温误差统计表

库区 监测点	实测平均值 (°C)	模拟平均值 (°C)	平均误差 AE	平均绝对误差 AAE	均方根误差 RMS	相对误差 RE (%)
河口	17.08	16.85	0.22	1.76	2.72	10.33
永 1008 东	15.87	17.46	-1.13	2.06	2.69	13.00
永 1000	14.40	14.05	0.35	2.06	2.75	14.29
妣大桥	18.26	18.64	-0.38	2.55	3.39	13.99
妣 1018+1	16.12	17.72	-1.12	2.37	3.00	14.72

表 4.8 溶解氧误差统计表

库区 监测点	实测平均值 (mg/L)	模拟平均值 (mg/L)	平均误差 AE	平均绝对误差 AAE	均方根误差 RMS	相对误差 RE (%)
河口	9.66	9.43	0.23	1.53	2.05	15.85
永 1008 东	10.06	7.81	2.25	2.25	2.43	22.38
永 1000	9.70	9.47	0.24	1.07	1.48	11.01
妨大桥	9.30	8.45	0.85	1.21	1.81	13.04
妨 1018+1	9.46	7.91	1.55	1.64	1.85	17.30

表 4.9 总氮误差统计表

库区 监测点	实测平均值 (mg/L)	模拟平均值 (mg/L)	平均误差 AE	平均绝对误差 AAE	均方根误差 RMS	相对误差 RE (%)
河口	2.73	2.59	0.14	0.97	1.21	35.56
永 1008 东	1.60	1.49	0.11	0.47	0.64	29.16
永 1000	1.36	1.35	-0.04	0.23	0.27	17.70
妨大桥	1.62	1.59	0.03	0.28	0.43	17.11
妨 1018+1	1.46	1.40	0.06	0.20	0.28	13.98

表 4.10 氨氮误差统计表

库区 监测点	实测平均值 (mg/L)	模拟平均值 (mg/L)	平均误差 AE	平均绝对误差 AAE	均方根误差 RMS	相对误差 RE (%)
河口	0.33	0.32	0.00	0.07	0.10	22.39
永 1008 东	0.26	0.26	0.00	0.07	0.11	27.23
永 1000	0.31	0.33	-0.02	0.06	0.07	17.91
妨大桥	0.30	0.31	0.00	0.07	0.09	22.59
妨 1018+1	0.25	0.23	0.02	0.07	0.11	29.41

表 4.11 总磷误差统计表

库区 监测点	实测平均值 (mg/L)	模拟平均值 (mg/L)	平均误差 AE	平均绝对误差 AAE	均方根误差 RMS	相对误差 RE (%)
河口	0.05	0.04	0.01	0.02	0.04	46.21
永 1008 东	0.03	0.03	0.00	0.01	0.01	28.64
永 1000	0.04	0.03	0.01	0.01	0.01	23.70
妨大桥	0.03	0.02	0.00	0.01	0.01	29.45
妨 1018+1	0.03	0.04	-0.01	0.02	0.03	52.92

表 4.12 COD 误差统计表

库区 监测点	实测平均值 (mg/L)	模拟平均值 (mg/L)	平均误差 AE	平均绝对误差 AAE	均方根误差 RMS	相对误差 RE (%)
河口	17.20	16.16	1.04	2.00	2.52	11.63
永 1008 东	17.96	15.68	2.28	3.54	5.51	19.69
永 1000	18.53	15.85	2.68	3.05	4.56	16.44
妨大桥	16.70	16.15	0.55	1.33	1.73	7.97
妨 1018+1	19.95	21.54	-1.59	6.21	7.66	29.12

表 4.13 叶绿素 a 误差统计表

库区 监测点	实测平均值 (mg/L)	模拟平均值 (mg/L)	平均误差 AE	平均绝对误差 AAE	均方根误差 RMS	相对误差 RE (%)
河口	7.20	3.24	3.96	0.33	1.14	55.04
永 1008 东	7.60	3.78	3.82	0.32	1.10	50.24
永 1000	6.73	4.42	2.32	0.19	0.67	34.40
妨大桥	6.70	6.15	0.55	0.05	0.16	8.21
妨 1018+1	7.95	5.54	2.41	0.20	0.70	30.31

4.3 模拟结果与讨论

基于上文建立的模型，现选择丰、平、枯典型时刻的流场和典型断面的水质指标来说明官厅水库的水流运动过程与水质三维分布特征，其中水质部分重点分析总氮、总磷及叶绿素 a，同时对温度与溶解氧的垂向变化过程进行简单讨论。

4.3.1 流场分析

通过比较不同时刻流场模拟结果（图 4-14），可以发现，官厅水库流速较小，水流缓慢，流场方向均为自东向西流动，在出库口流场较为紊乱，且受边界影响较大，岸边易形成回流。枯水期流场极不稳定，且流速较小，基本处于厘米量级，在河口交接及岸边处形成明显的涡流；平水期，部分库区流速更小，但流场结构相对稳定，同时在库岸边界处及入库口位置形成明显的环流，妨库区受底部高程的影响，流场较初始时刻有更明显的环流结构，且较紊乱；丰水期，官厅水库流速明显增大，这是由于 6-9 月为该流域的丰水期，涑水流量较大，水流流动加快，整个库区没出现明显的环流现象，但是各个分库区水流流速存在差异，妨库区水面宽阔，且妨水流来流流量较小，该库区流速较小，中库区水面狭窄，流速较妨库区大，而永库区虽水面较开阔，但受永定河入流影响，表层水面流速较大，水体停留时间较短。综上所述，官厅水库表层流场受上游来流影响，而呈现季节性的变化，同时底部高程也会对官厅水库流场产生一定影响。

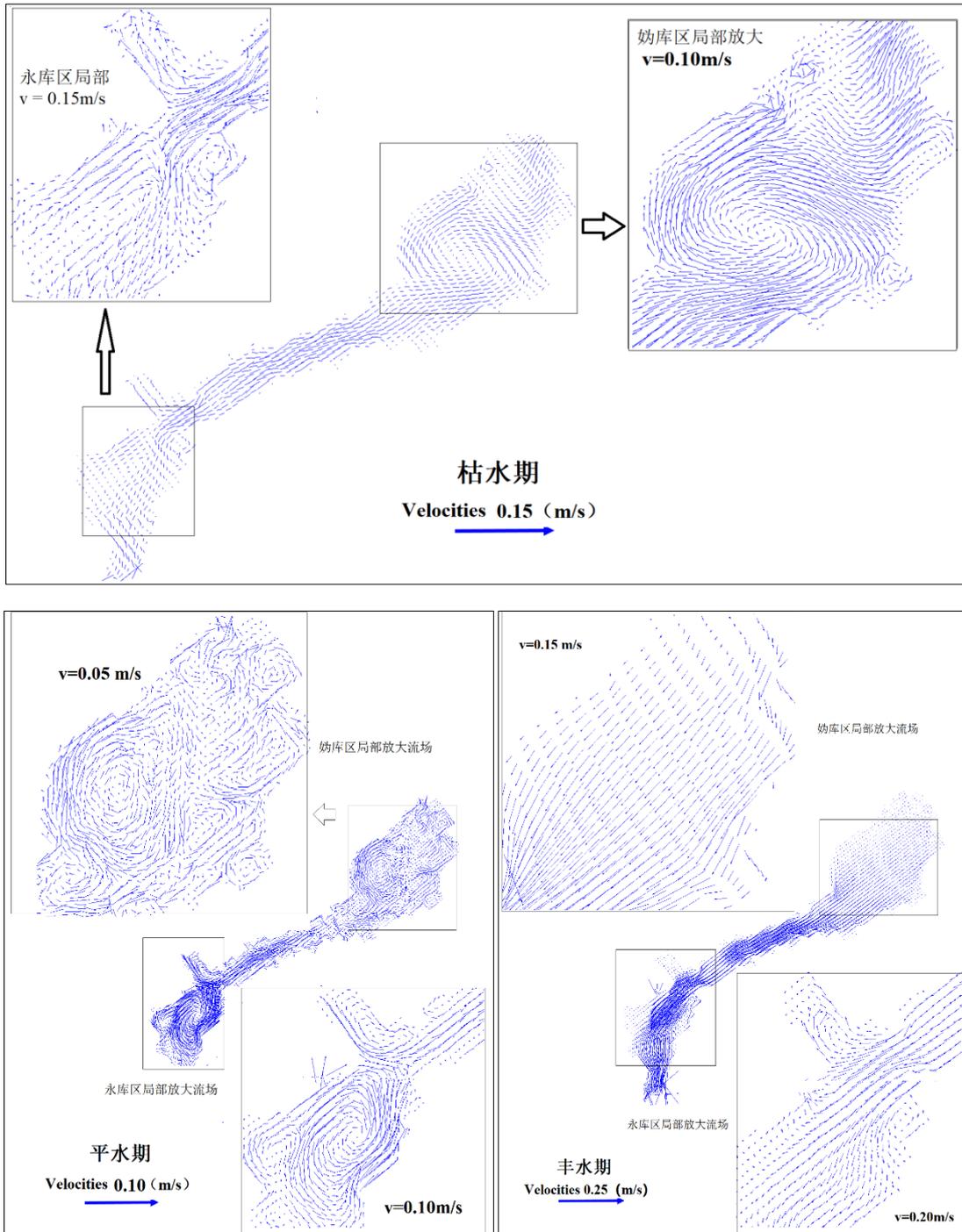


图 4-14 官厅水库不同时刻表层流场分布图

4.3.2 水温特征分析

根据模拟结果，选取#1 断面 layer1、layer5、layer10 分别对应底、中、表层进行分析。图 4-15 显示了气温、入库水温以及模拟的坝前表-中-底水温变化过程。可以看出：官厅水库水温在第 100 天左右出现垂向分层现象，表层温度与中层温度相差不大，但表层水温波动明显，这与水体受气温影响有关。表层水温模拟期内存

在较大的变化，在 0.63-25.74℃之间波动，平均 13.16℃；中层水温的年变化与表层水类似，但最高值出现的季节较表层水要往后延，且年变幅要小，平均为 10.59℃左右；底层较稳定，水温在 0.14-16.07℃，平均 8.15℃。年内水温在模拟第 100 天左右（4月初）出现明显分层现象，7月底出现最大值，10月末后消失。水体全年温度模拟趋势与 He 等^[123]及蒋卫威等^[121]的结果基本一致。

官厅水库平均气温为 10.79℃，年内变化幅度较大，最低为零下 14.68℃，最高可达 28.52℃。官厅水库入流水温对水温也有一定的影响，由于妫水河流量体积比小，对库区的影响很小，下文入库水温均指永定河入库水温。永定河年均入库水温为 12.21℃，受气温影响，随季节变化呈先升高后降低的趋势，年内变化幅度在 0.3~26.2℃波动，模型的计算结果较好地模拟出这一变化趋势，表层模拟值与实测值的平均误差仅为 0.3℃。但冰封期模拟结果较差，最大相差 15.1℃。这是由于官厅水库存在较长时间的冰封期（初冰始于 11月24日，止于次年3月22日，整个冰期历时 116 d）。在模拟过程中，水体由于较大的比热，坝前水温年际差异不大，变化趋势与入库水温类似，随季节变化呈先升高后降低的趋势，冬季封冻期水体取样于冰盖之下，受冰盖隔绝作用，水温明显高于当地气温和入库水温。表层水体由于与大气直接进行热交换，水温变化迅速，年均 13.16℃，与入库水温接近，年变幅约 10.0℃；库底则变化较小，年均 8.15℃，年变幅约 4.1℃。

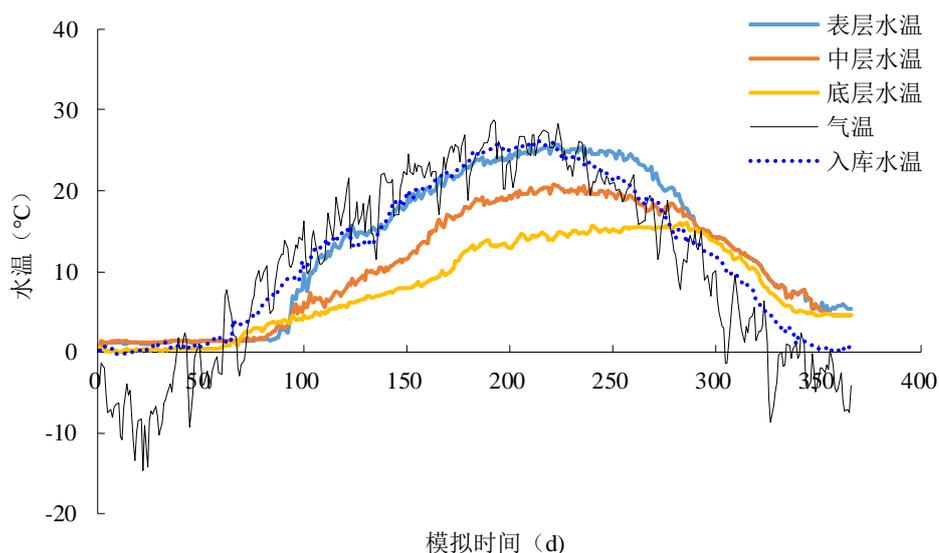


图 4-15 气温、入库水温及模拟水温

4.3.3 溶解氧特征分析

图 4-16 显示了近坝区#1 断面溶解氧动态分布过程。在水体热分层结构的影响下，垂向溶解氧也呈现出相似的季节性变化规律，但并未与热分层完全同步，总体上溶解氧浓度随深度增加而降低，在水深 2~4 m 处存在一个较为明显的拐点，垂

向上存在显著的突变层，即“氧跃层”。

官厅水库表层水体（0-4 m）各月份溶解氧浓度在 6-15mg/L，表明地表水体富含氧气。数值随季节波动，冬季和春季较高，夏季与秋季较低，最大值出现在 1 月，最低值出现在 9 月。库区溶解氧浓度的垂直分布更为多变和复杂，表现为表层溶解氧趋于饱和，底层出现缺氧状态（溶解氧浓度低于 2mg/L^[124]），甚至无氧状态（水体中溶解氧浓度为 0 mg/L^[124]），因为水库中的溶解氧可能更容易受到热变化的影响。春季（3-4 月），即热分层形成期，0-6m 水层内溶解氧浓度基本稳定（平均约 8mg/L）；6 米深度以下水体的溶解氧浓度随深度增加而减少。夏季（6-8 月），水体形成稳定的温度层，溶解氧在 5m 深度急剧下降，形成低氧（DO≤4 mg/L）甚至缺氧（DO≤2 mg/L）或无氧（DO=0mg/L）区域。秋季大部分时间，底部（6m 以下）溶解氧几乎没有改变，仍然保持低于 2mg/L 的浓度，垂向上形成了明显的浓度分层，最大浓度差值达 10mg/L。10 月后气温骤降，热分层趋势减弱，但水库内部仍然存在着的一定的缺氧现象。至 11 月后，热分层结构被严重破坏后，但水库进入冰封期，冰层在很大程度上隔绝了表层水体光合作用及大气复氧对底层氧气的补充，加上底质耗氧反应作用下，缺氧区并没有得到改善。

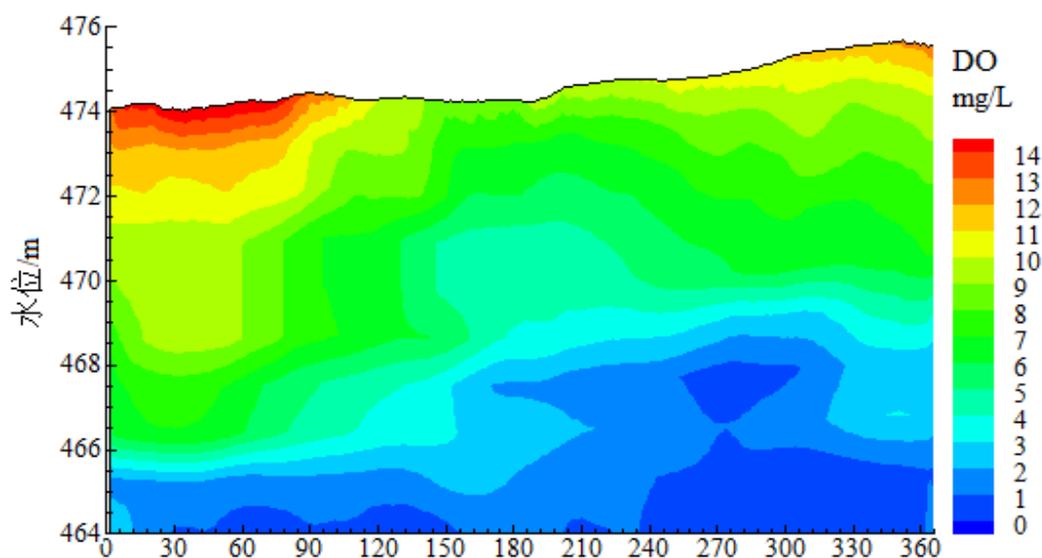


图 4-16 库区典型断面溶解氧模拟结果

4.3.4 总氮特征分析

官厅水库 TN 浓度随季节变化规律明显（图 4-17），四季浓度变化表现为：冬季浓度最高，夏季次之，秋季浓度与春季浓度稍微较小，但在夏季底层水体出现一个小高峰，浓度超 2.5 mg/L，春季，总氮浓度相对较低，水体分层现象也不明显，夏季，底层浓度明显高于表中层，这是由于夏季汛期开始，来流较高，使富含营养盐

的下层水体受到扰动，浓度升高；秋季库区表层水温较好，风速较小，水体分层稳定，总氮浓度分布较为均匀，垂向波动较小；到了冬季，藻类处于消亡期，释放大 量氮磷，致使表层水体总氮浓度明显高于底层。

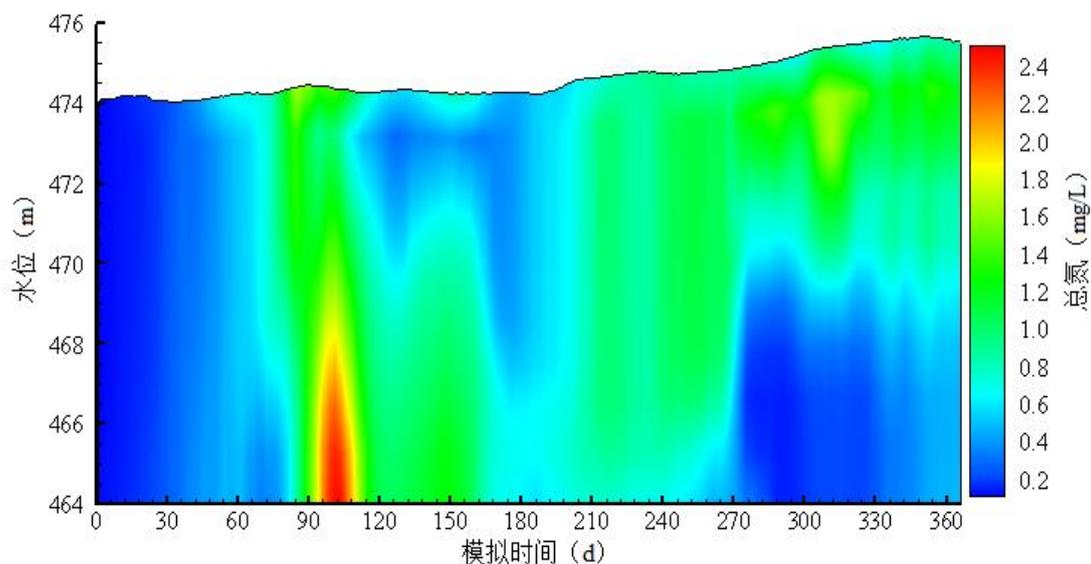


图 4-17 官厅水库总氮模拟分布图

湖库氮的来源主要是藻类贡献以及底部通量释放和入流水体贡献，而损失主要为藻类吸收以及硝化作用和出流的影响。春季由于温度较低，水中溶解氧浓度较低导致硝化作用增强会造成部分氨氮转换为硝酸盐氮使其浓度降低但由于此时水位也一直处在下降阶段使得下降程度并不明显，但到了夏季，由于处于农耕时期，化肥大量使用，而许多未被作物吸收的氮肥随降雨径流进入库区，此时入流量的快速增加且其中含有大量氨氮。从入库控制站点八号桥站与延庆站的入库浓度可以看出，研究期间入库氮素浓度一直处于高值状态，这也是官厅库区 TN 浓度一直居高不下的原因之一。

4.3.5 总磷特征分析

官厅水库 TP 浓度随时间动态变化分布如图 4-18。库区总体呈现出夏季较高、春冬次之，秋季稍低的特征。春季变化范围为 0.02~0.048 mg/L；夏季 TP 浓度为全年最高，其变化区间在 0.01~0.079 mg/L，均值为 0.039 mg/L；秋季 TP 浓度在 0.007~0.061 mg/L 之间，平均为 0.029 mg/L；冬季整体浓度不高，垂向波动较小。

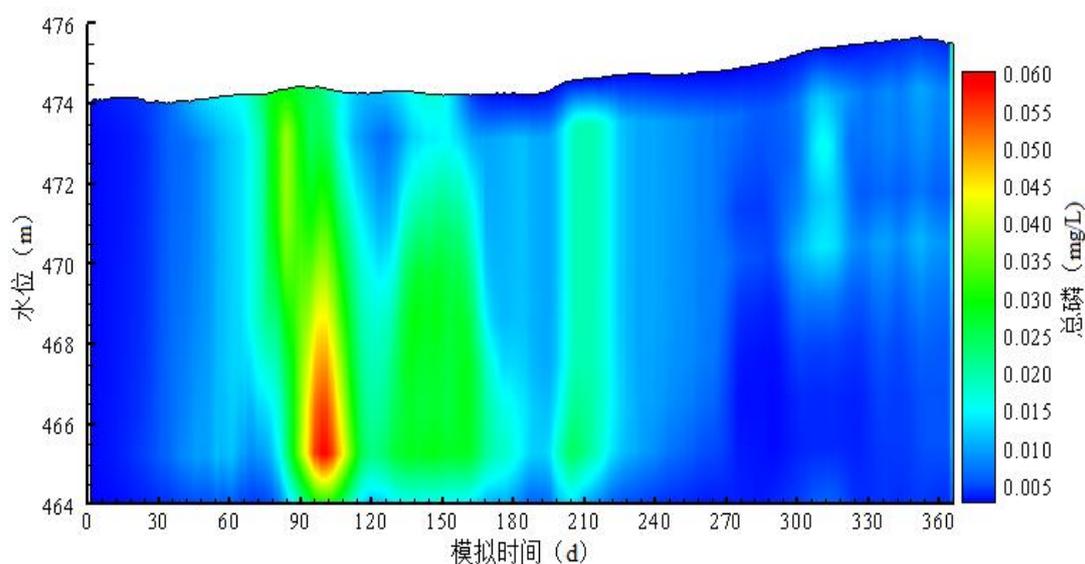


图 4-18 官厅水库总磷模拟分布图

4.3.6 叶绿素 a 特征分析

叶绿素 a 含量可以表明水体中藻类现存数量的多少。从叶绿素 a 浓度分布来看 (图 4-19), 官厅水库叶绿素 a 浓度虽季节变化趋势明显, 其浓度夏季最高, 秋季次之, 春冬季节浓度均较低, 在夏秋季节生长期内出现一个明显的高峰。由于光照、水温等原因, 在藻类的生长期, 水体表层的浓度远高于底层浓度。春末阳光充足, 温度回升, 水生植物处于营养生长阶段, 不断从水中汲取养分, 使得叶绿素含量不断增加, 表层水体叶绿素 a 出现峰值, 水体分层后, 藻类停留在表层, 在适宜的水温和光照条件下得以大量繁殖, 夏季是水生植物生殖生长期, 水体中藻类数量达到顶峰, 随着秋季的来临, 温度降低, 水生植物处于衰老死亡期, 叶绿素 a 浓度不断降低, 在冬季达到最低水平。

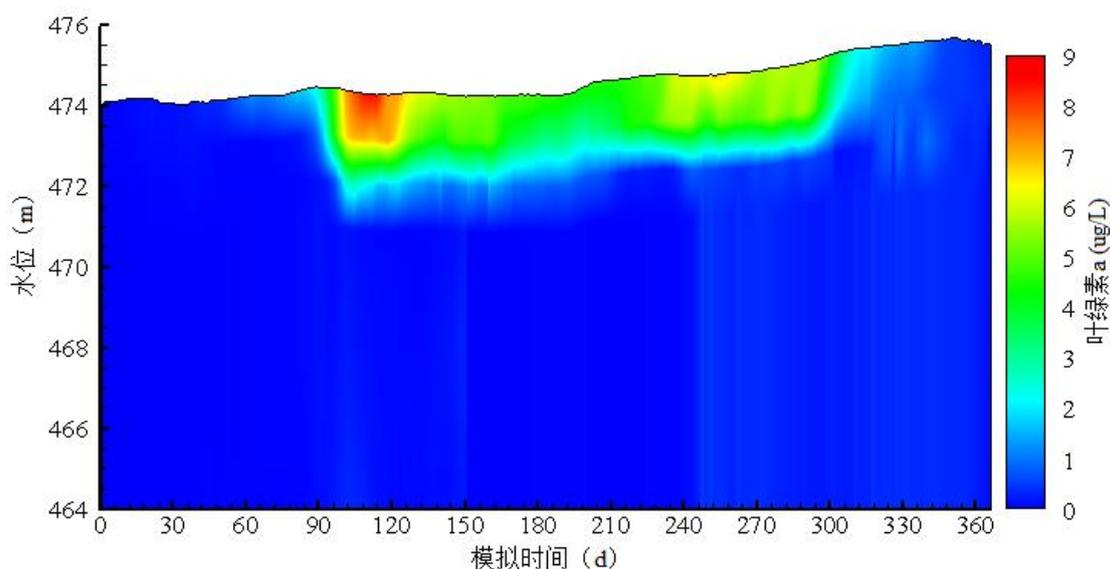


图 4-19 官厅水库叶绿素 a 动态变化

4.4 本章小结

本章主要简述了环境流体动力学模型的基本原理、坐标系统、控制方程、边界条件以及求解方法等，并从模型配置、参数率定与验证以及模拟结果等方面展开讨论。得出以下结论：

(1) 采用 2016-2017 年实测数据进行参数率定及模型验证，结果表明：水位拟合曲线吻合度较高，平均误差与平均绝对误差分别为 0.12 m 和 0.155 m。库区各测点各水质参数的模拟值与实测值较为接近，水温的相对误差为 10.33%~24.72%，最大平均误差为 1.13 °C，溶解氧模拟值与实测值的相对误差在 11.01%~22.32%间，平均误差均小于 3.0 mg/L。氨氮与 COD 模拟值的平均值分别为 0.23~0.33 mg/L 和 15.68~21.54 mg/L，相对误差均在 30%内，而总氮、总磷在部分站点误差稍大，但总体相对误差分别为 23.70%~29.45%和 13.98%~29.16%，在可接受范围内，说明所建模型具有一定的可靠性。

(2) 从丰、平、枯水期典型时刻流场分布来看，官厅水库表层流场受上游来流影响，而呈现季节性的变化，枯水期流场极不稳定，且流速较小，基本处于厘米量级，在河口交接及岸边处形成明显的涡流；平水期，部分库区流速更小，但流场结构相对较稳定，丰水期库区流速明显增大，库区未出现明显的环流现象，但各个分库区水流流速存在差异，幼库区水面宽阔流速较小，中库区水面狭窄，流速较幼库区大，而永库区受永定河入流影响，表层水面流速较大。

(3) 官厅水库表层水温变幅在 0.63~25.74 °C，平均 13.16 °C；库底水温变幅保持在 10 °C以内。春季开始出现明显分层现象；夏季分层结构最稳定，表底温差达 14 °C，且温度等值线为明显的水平线；秋季表底温差逐渐缩小，冬季最小，约

4~6 °C。受热分层影响溶解氧也呈现季节性变化规律，但并未与热分层完全同步，其浓度随深度增加而降低，并存在“氧跃层”，表现为表层溶解氧趋于饱和（DO>10 mg/L），而底层出现缺氧（DO<2 mg/L）甚至无氧状态（DO=0 mg/L）。

（4）TN 浓度随季节变化明显，表现为冬季>夏季>秋季>春季，但在夏季底层水体出现一个小高峰，而冬季表层水体浓度高于底层。TP 浓度随时间动态变化呈现出夏季较高、秋季稍低、春冬季整体浓度不高，垂向波动较小的特征。Chl-a 浓度主要集中在夏秋表层水中，春冬季节浓度均较低。

第五章 不同运行模式下水质过程模拟

富营养化和藻类水华是淡水生态系统中最重要和最持久的水质问题，也是我国湖库面临的主要环境挑战，浮游植物的过度增殖与营养物质富集相关的水质恶化带来了严重的生态和社会经济问题。而氮磷营养盐(TN、TP)与叶绿素 a(Chla)水平被广泛用作湖泊富营养化管理的对象。前人研究表明，减少污染物入库量或给水库补水对官厅水库水质改善效果最好^[123]。目前，官厅水库周边已经修建一系列人工湿地，如黑土洼人工湿地、官厅国家湿地公园等。根据官厅水库入库口黑土洼人工湿地的监测研究报告^[122]和杨磊^[125]等人在黑土洼人工湿地的研究结论，黑土洼人工湿地工程对八号桥断面来流负荷去除率在 17%~35%。由前文分析表明，官厅水库入库通量逐年减少，入库污染状况逐渐好转，但官厅水库一直处于富营养化。此外，近年来，为改善官厅水库水质和修复永定河生态功能，流域上游水库陆续向官厅水库输水，但由于用水结构改变和流域上游河道的用水增加导致蓄水拦截，官厅水库实际入库水量及收水率均不高，此外，官厅水库水面面积较大，水体蒸发量大，致使官厅水库的能够下泄的流量逐年递减，这将严重影响永定河下游的生态功能。目前针对永定河流域，特别是官厅水库下游区域存在的可用水资源严重不足、河道几经断流与沙化和生态系统退化等问题^[126]。因此保证官厅下游生态流量对保障永定河生态功能健康有着重要意义。而永定河流域水资源供需矛盾突出，官厅水库现有调度条件下难以满足下游的生态需水量，需要流域外的水资源调度来满足永定河流域的生态需水量^[127]。山西省万家寨引黄工程，连通桑干河与北干线向永定河补水，是解决永定河生态水量亏缺问题的重要措施^[128]。

根据前一章建立的水动力-水质模型，重点探讨官厅水库在不同运行模式下水质的变化过程，结合 2016 年官厅水库实际运行状况，设置新的调水方案和生态下泄方案，以此来反应库区氮磷营养盐的迁移转化和藻类的动态变化。旨在为改善官厅水库水质和水库运行管理提供一定的参考和建议。

5.1 情景设置

根据 1956-2009 年系列月天然径流计算出官厅下游(坝下)生态需水量为 2.44 亿 m^3 ^[129]，结合 2002-2017 年官厅水库实测值计算官厅水库实际生态需水量，结果如表 5.1 所示。从表中可以看出官厅水库下游生态水量亏缺较为严重，多年平均亏缺在 1.67 亿 m^3 ，亏缺率为 68.44%。外流域调水不失为一种解决流域内缺水用水矛盾的有限途径，永定河上游流域可利用的外调水工程——万家寨引黄北干线工程，该工程规划年 2030 年引水能力为 5.6 m^3/s ，近期引水规模为 2.9 m^3/s 。可考虑在万

家寨引黄北干线工程完全达到远期的供水规模和永定河基本生态水量得到有效保障前，利用万家寨引黄北干线富余供水规模向桑干河、永定河生态补水，并结合北京冬奥会等重大活动需求，在条件许可的情况下进一步加大补水规模，加快流域生态恢复进程。

表 5.1 官厅水库实测水量与生态缺水量（2002-2017）

年份	实测水量 (亿 m ³)	生态缺水 量(亿 m ³)	缺水率 (%)	年份	实测水量 (亿 m ³)	生态缺水 量(亿 m ³)	缺水率 (%)
2002	1.45	0.99	40.71	2010	0.62	1.82	74.65
2003	1.76	0.68	27.78	2011	0.72	1.72	70.53
2004	1.55	0.89	36.53	2012	0.29	2.15	88.29
2005	1.94	0.5	20.43	2013	0.42	2.02	82.8
2006	1.2	1.24	50.81	2014	0.37	2.07	85.03
2007	0.72	1.72	70.64	2015	0.31	2.13	87.3
2008	0.47	1.97	80.84	2016	0.28	2.16	88.4
2009	0.67	1.77	72.68	2017	0.36	2.16	85.25
多年平均	0.77	1.67	68.44				

利用前文建立的模型，设置新的调水和生态流量下泄控制情景，具体分以下 4 种情况进行讨论：

情景 1、现状情景，即原入库+原下泄方案；

情景 2、不进行调水，保持原有水库调度条件，只考虑满足下游最小生态需水量的流量过程限制；

情景 3、引黄调水，即考虑从万家寨引黄调水 1 亿 m³，官厅水库按照每年实际收水 0.5 亿 m³[130]，同时按原下泄方式排放流量；

情景 4、考虑每年 3-5 月份万家寨引黄调水 1 亿 m³，官厅水库收水 0.5 亿 m³，同时满足下游最小生态需水量流量限制。

上述四种情景流量过程图 5-1 如下：

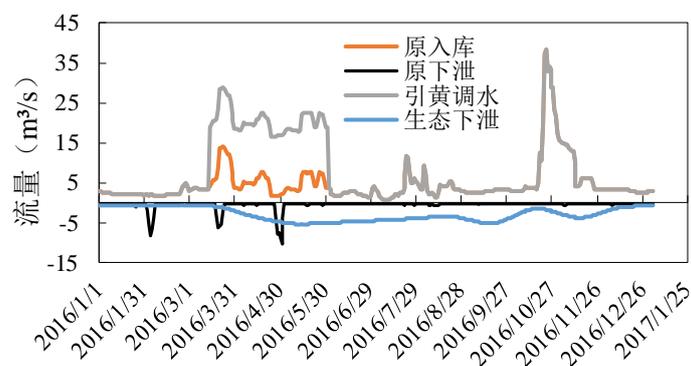


图 5-1 官厅水库生态调度下出入库流量日过程

5.2 不同情景下总磷、总氮与叶绿素 a 的浓度变化

5.2.1 叶绿素 a

生态调度作用下各情景的 Chl-a 模拟过程如图 5-2 所示。由图知,与原调度(现状情景)相比,仅考虑最小生态流量下泄(情景 2)条件下官厅库区表层水体 Chl-a 浓度差别不大,但较现状情景提前约一个月达到峰值;而在仅考虑寨引黄调水情景下(情景 3),峰值到达时刻略有提前,且 chl-a 浓度略有增加(+1.44 ug/L),并在模拟年内出现两个明显峰值,分别发生在 6 月与 9 月。在考虑引黄调水与生态下泄情景时(情景 4),库区水体 Chl-a 浓度明显降低,下降幅度在 3.62~7.22 ug/L 间。总体上,在引黄调水和生态下泄过程中,库区 Chl-a 浓度均有不同程度的降低,且在峰值出现时间步幅上略有差异,但仅考虑调水或生态下泄,对 Chl-a 浓度影响不大。

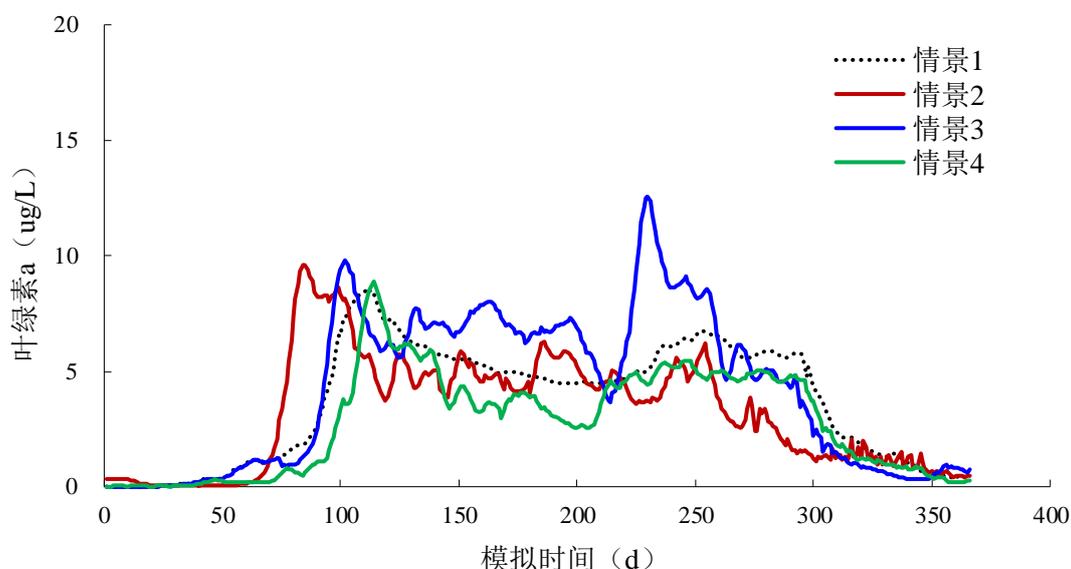


图 5-2 生态调度作用下 Chla 浓度模拟过程

5.2.2 总磷

图 5-3 为考虑生态调度作用下不同情景 TP 浓度变化过程,同原调度(情景 1)类似,考虑最小生态下泄情景(情景 2)作用下,官厅水库永库区 TP 浓度在模拟后期处于低值状态一致持续到年末,而在考虑引黄调水条件模拟起步阶段,TP 浓度显著增加,增幅在 0.018~0.03 mg/L,但模拟后期,TP 浓度明显降低,且与情景 1 和情景 2 变化趋势一致。在同时考虑调水和生态下泄情景下(情景 4),库区 TP 浓度进一步增加,最大增加 0.05mg/L,平均增加 1.32~5.16 倍,但在模拟后期,TP 浓度也迅速降低,此外,在情景 4 条件下,库区 TP 浓度峰值时刻较其他情景滞后,约 30 天。

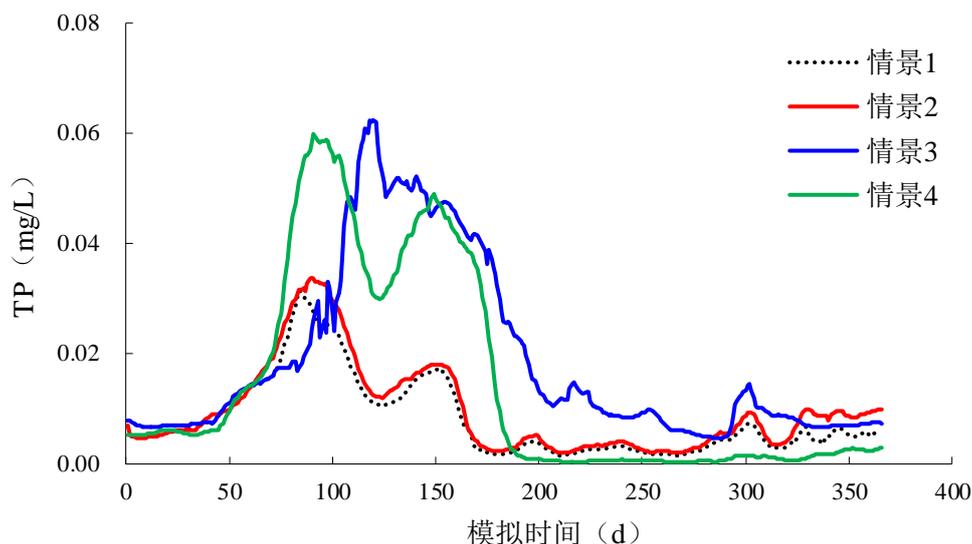


图 5-3 生态调度作用下 TP 浓度模拟过程

浅析原因可知，调水会扰动库区底部水体，特别是官厅水库常年淤积，库底存在一层较厚的底泥层，引黄调水使得库底底质活跃，从而促使底泥释放，导致在情景 3 与情景 4 考虑调水时 TP 浓度明显增加，而与情景 3 在调水后水体 TP 浓度处于较高浓度值状态不同的是，情景 4 中加设生态下泄流量，使得水体流动加快，水体交换速度增加，从而使得库区水体中污染物部分随水体出库，加上调水后增加水位，库容随之增加，TP 浓度降低。

5.2.3 总氮

官厅水库 TN 浓度在考虑生态调度情景下变化过程如图 5-4。与 TP 变化趋势类似，TN 浓度在仅考虑生态下泄情景下（情景 2）较现状情景下前期变化不显著，但水体稳定性逐渐受到扰动，使库区底部溶解氧水平升高，硝化作用增加而使 TN 浓度逐渐增加，随着下泄水增多，库容降低，在后期 TN 浓度进一步增加；仅考虑引黄调水后，TN 浓度明显增加，从情景 3 可以看出，TN 浓度平均上升 122.19%，而在模拟后期浓度逐渐下降，这是由于引水增加了库容，使其浓度降低，但引水也对水体进行了一定的扰动，库区分层结构破坏，但调水结束后，水体结构重新恢复稳定，而使 TN 浓度保持较高水平。而同时考虑引黄调水和最小生态流量下泄情景（情景 4）时，起步阶段 TN 浓度也急剧增加，但增幅小于情景 3，而后浓度逐渐降低。

与 TP 变化趋势不同的是，在模拟后期，TN 在调水和生态下泄情景下均表现为以均值超过 2.0 mg/L 的高值一直延续至年末。这是由于氮磷营养盐在水体的迁移转化过程及表现形式均有所不同，水体中 TP 随泥沙易于吸附或解析，而 TN 在水体中经常发生硝化和反硝化作用，在情景 3 与情景 4 过程中，调水使得水体更

新，而在生态下泄过程中，改善了水体环境，特别是温度分层和溶解氧水平，使得水体中的氮素在硝化作用下造成 TN 浓度保持高值。

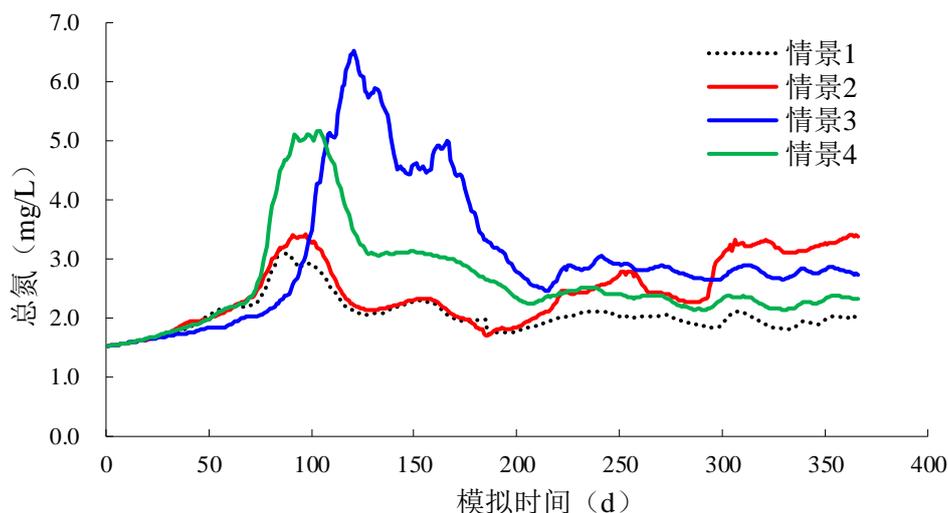


图 5-4 生态调度作用下 TN 浓度模拟过程

5.3 不同情景下总磷、总氮与叶绿素 a 的空间响应

由第三章分析结果知，官厅水库各库区水质空间分布不均匀性比较显著，且调水水源来源于上游河流桑干河与洋河，并直接由八号桥进入永库区与中库区交汇处。此外，调水水质与各库区本底浓度有一定差异，因此在进行调水与生态下泄时，官厅水库不同库区的水质改善效果可能不完全一样，藻类和污染物在生态调度作用下分布情况和变化过程在各个库区并不完全一致。故根据模拟结果，选取网格坐标 (I,J) 为 (142,52)、(162,25)、(158,59) 代表永库区、中库区及妫库区，并讨论各库区水质参数在不同情景下的均值与峰值的变化情况。

5.3.1 叶绿素 a

表 5.2 为各库区在不同情景下 Chl-a 的峰值与均值统计表。对永、中、妫三个库区而言，Chl-a 浓度峰值与均值都有不同程度的增大趋势（但在妫库区引黄调水情景下 Chl-a 浓度峰值与均值均呈减小趋势）。在情景 1~4 过程中，永库区的 Chl-a 浓度都最小，情景 2、3、4 与现状情景 Chl-a 浓度峰值的差别分别为 1.06、4.02 和 7.11 $\mu\text{g/L}$ 。在中库区和妫库区的情景模拟过程中，考虑调水或者生态下泄情景的水体 Chl-a 含量都在大幅度的增大，但是同时考虑调水和下泄时的降幅明显。总体上中库区与妫库区 Chl-a 浓度均超 $10 \mu\text{g/L}$ ，最高浓度可达 $16.28 \mu\text{g/L}$ （妫库区情景 2）。

表 5.2 不同工况下 Chl-a 峰值与均值变化

库区	情景设置	峰值时刻 (mg/L)	峰值 (mg/L)	峰值变化率 (%)	均值 (mg/L)	均值变化率 (%)
永库区	情景 1	114	8.54	-	3.72	-
	情景 2	185	9.60	12.47	3.74	2.40
	情景 3	166	12.56	47.11	4.22	14.95
	情景 4	218	5.65	-33.84	2.07	-44.35
中库区	情景 1	175	9.57	-	2.30	-
	情景 2	185	11.58	20.96	2.91	26.62
	情景 3	232	12.15	26.98	2.89	25.53
	情景 4	185	7.06	-26.23	1.76	-13.30
妫库区	情景 1	169	15.16	-	3.00	-
	情景 2	170	16.28	7.41	3.21	6.81
	情景 3	249	12.82	-15.42	1.64	-45.28
	情景 4	183	10.20	-39.91	1.44	-52.00

注：1、峰值时刻指 儒 略时间，第 n 天；2、峰值与均值变化率均为与原调度方式下的增幅，下同。

5.3.2 总磷

与 Chl-a 变化类似, TP 浓度峰值在三个库区均呈不同程度的增加趋势(表 5.3), 而均值除在永库区呈增加趋势外, 在中库区与妫库区均表现为下降趋势(情景 3 引黄调水情景除外)。在仅考虑生态下泄情况下(情景 2), 水体 TP 浓度峰值呈增大趋势而均值表现为下降趋势(永库区除外), 而在情景 3(仅考虑调水时)各库区的 TP 浓度峰值与均值皆呈增大趋势, 其中中库区和妫库区增幅较大, 峰值变化率分别为 117.60%和 112.14%, 而均值永库区增幅最大, 变化率达 172.47%。同时考虑调水和生态流量下泄时(情景 4), 永库区 TP 浓度峰值与均值都上升, 变化率分别为 90.18%和 121.35%; 在中库区和妫库区, TP 浓度峰值表现为上升趋势而均值则呈下降趋势, 峰值增幅在 0.02~0.04mg/L 之间, 均值降幅平均为 0.01mg/L。

表 5.4 不同工况下 TP 峰值与均值变化

库区	情景设置	峰值时刻 (mg/L)	峰值 (mg/L)	峰值变化率 (%)	均值 (mg/L)	均值变化率 (%)
永库区	情景 1	47	0.03	-	0.01	-
	情景 2	96	0.03	7.28	0.01	13.61
	情景 3	156	0.06	98.15	0.02	172.47
	情景 4	105	0.06	90.18	0.01	121.35
中库区	情景 1	97	0.04	-	0.03	-
	情景 2	108	0.04	38.37	0.01	-57.57
	情景 3	210	0.10	117.60	0.04	29.40
	情景 4	148	0.08	71.97	0.02	-40.64

妣 库 区	情景 1	139	0.04	-	0.02	-
	情景 2	144	0.04	0.76	0.02	-32.19
	情景 3	135	0.08	112.14	0.04	91.67
	情景 4	166	0.06	67.63	0.02	-18.74

5.3.3 总氮

由表 5.4 知, TN 浓度在永库区与中库区的峰值与均值同样呈增大趋势, 峰值变化率介于 6.77%~201.33%, 均值增加率在 10.29%~176.49%之间。特别是在情景 3 与情景 4 条件下, TN 浓度增幅明显, 最大峰值变化率为 201.8%(永库区情景 3), 而妣库区 TN 浓度在情景 2 与情景 4 条件下均呈显著减小趋势, 且变化率相当, 峰值平均变化率为-32.83%, 均值下降 57.02%。从 TN 的峰值与均值变化统计表看出, 情景 3 和情景 4 条件下 TN 浓度的增加幅度较大, 情景 2 下的幅度相对较小, 但各库区增减幅度不一。永库区, TN 在情景 2、3、4 与现状情景峰值浓度的差别分别为: 0.25、3.36 和 2.01mg/L; 均值差分别为: 0.11、0.8 和 0.43mg/L。中库区, 调水过程的水体 TN 含量表现为增大趋势, 在情景 3 中峰值变化率达 153.17%, 均值也增加了 0.16mg/L。在妣库区, 情景 2、3、4 与现状情景 TN 浓度均值的差别分别为-2.02、-0.95 和-1.95mg/L。引黄调水过程的水体 TN 含量表现为增大趋势, 在情景 3 中峰值变化率达 123.98%, 但考虑生态下泄时, 其峰值与均值均为下降趋势, 且考虑生态下泄的两种情景中, 峰值与均值变化率接近。

表 5.3 不同工况下 TN 峰值与均值变化

库 区	情景 设置	峰值时刻 (mg/L)	峰值 (mg/L)	峰值变化率 (%)	均值 (mg/L)	均值变化率 (%)
永 库 区	情景 1	92	1.67	-	0.71	-
	情景 2	96	1.92	15.43	0.82	15.38
	情景 3	124	5.03	201.80	1.51	112.54
	情景 4	105	3.67	120.33	1.14	60.20
中 库 区	情景 1	107	1.64	-	0.90	-
	情景 2	108	1.85	12.46	1.00	10.29
	情景 3	209	4.16	153.17	2.50	176.49
	情景 4	146	1.75	6.77	1.11	22.97
妣 库 区	情景 1	137	3.68	-	3.48	-
	情景 2	138	2.52	-31.48	1.46	-57.97
	情景 3	117	8.24	123.98	2.53	-27.16
	情景 4	156	2.42	-34.17	1.53	-56.08

5.4 本章小结

基于前文建立的水动力-水质模型, 结合 2016 年官厅水库实际运行状况, 分别

设置 4 种情景进行模拟，重点探讨了官厅水库在不同运行模式下氮磷营养盐及叶绿素 a 水质过程及空间响应，得出主要结论：

(1) 仅在生态下泄调度模式运行下（情景 2），chl-a、TP 浓度与现状情景浓度差异不大，但 chl-a 峰值时间提前约一个月；TN 浓度较现状情景下前期变化不显著，而随调度进行后期 TN 浓度进一步增加。空间上，Chl-a 浓度峰值与均值在各库区均有不同程度的增加；TP 浓度峰值呈增大趋势而均值表现为下降趋势（永库区均值增加）；TN 浓度峰值和均值在永库区与中库区呈增大趋势，但增幅不明显，而在妫库区则呈显著减小趋势。

(2) 仅在引黄调水调度模式运行下（情景 3），chl-a 存在两个明显峰值，浓度略有增加；调水中 TP 浓度增幅在 0.018~0.03 mg/L，TN 浓度平均上升 122.19%，调水结束后，TP、TN 浓度明显降低，但 TN 依然保持较高浓度至年末。空间上：Chl-a 均值和峰值在永库区、中库区均大幅度的升高，而在妫库区显著降低；TP、TN 浓度均值与峰值在各库区均显著增加（TN 在妫库区除外），TP 峰值最高增幅 117.60%，均值最高增幅 172.47%，TN 峰值增幅在 123.98%~201.80%，均值增幅 112.54%~176.49%。

(3) 考虑引黄调水与生态下泄结合调度模式下，Chl-a 浓度增幅在 -3.62~7.22 ug/L 之间；调水期，TP、TN 浓度显著增加，TP 浓度最大增加 0.05 mg/L，调水结束后，TP、TN 浓度急剧降低，但 TN 同情景 3 类似，依然保持较浓度至年终。空间上：Chl-a 浓度峰值与均值在各库区均有不同程度的增加；TP 浓度峰值在各个库区增幅明显，增幅介于 67.63%~90.18%，均值在永库区明显增加（+121.35%），妫库区与中库区则略有降低。TN 浓度峰值和均值在永库区升高趋势明显，中库区略有增加，在妫库区则呈显著减小趋势。

第六章 结论与展望

6.1 结论

本文建立了官厅水库水动力-水质三维模型，模拟计算了氮磷等水质指标在水库中迁移转化，结合目前外流域调水和官厅生态流量下泄控制等问题，考虑通过设置上游不同的调水和官厅水库的不同调度方式作用的情景，定量计算了官厅水库在不同运行模式下氮、磷营养盐及藻类浓度的变化过程。得出主要结论如下：

(1) 官厅水库 2010-2017 年常规监测水质数据 DO、NH₃-N、COD_{Mn}、BOD₅ 多年平均浓度分别为 9.77、0.45、4.76、2.54mg/L；TP、TN 常年处于高浓度，多年平均浓度分别为 0.15、3.44mg/L。

(2) 建立了官厅水库水动力-水质三维模型，经验证，水位拟合曲线吻合度较高，水温与溶解氧的相对误差分别为 10.33%~24.72%、11.01%~22.32%，氨氮与化学需氧量相对误差均在 30%内，而 TN、TP 在部分站点误差稍大，但总体相对误差分别为 23.70%~29.45%和 13.98%~29.16%，表明所建模型具有一定的可靠性。

(3) 模拟结果表明：官厅水库库区流速较小，丰、平、枯水期流场在各个库区流场分布差异明显，且受季节影响较大。近坝区温度与溶解氧具有明显的分层特征，表层水温在 0~25 °C 之间，平均 13 °C；底层水温保持在 10 °C 以内。溶解氧表现为表层水体趋于饱和 (DO>10 mg/L)，而底层长期处于欠饱和 (0~2 mg/L)。

(4) 模拟结果表明：TN 浓度季节性变化表现为冬季>夏季>秋季>春季，但在夏季底层水体出现一个小高峰，而冬季表层水体浓度高于底层。TP 浓度随时间动态变化呈现出夏季较高、秋季稍低、春冬季整体浓度不高，垂向波动较小的特征。Chl-a 浓度主要集中在夏秋表层水中，春冬季节浓度均较低。

(5) 在调水和生态下泄过程中，Chl-a 浓度增幅为-3.62~-7.22ug/L，但仅考虑调水或生态下泄，对 Chl-a 浓度影响不大。TP 浓度在生态下泄后期处于低值状态，而在引黄调水初期显著增加。TN 浓度在仅考虑生态下泄情景时变化不显著，而考虑引黄调水后，TN 浓度平均增加 122.19%，而同时考虑引黄调水和生态流量下泄情景时，TN 呈现先增加后减小的变化趋势。

(6) 空间上：①Chl-a 浓度峰值与均值在各库区均有不同程度的增加（情景 4 除外）。②TP 浓度在生态下泄情景中峰值呈增大趋势而均值降低（但永库区均值增加）；在引黄调水情景中 TP 均值与峰值在各库区均显著增加；同时考虑调水与下泄时，TP 峰值在各个库区增幅明显，增幅达 67.63%~90.18%，均值在永库区明显增加 (+121.35%)，妨库区与中库区则略有降低。③TN 浓度在生态下泄过程中峰

值和均值在永库区与中库区略有增加,在幼库区则呈显著减小趋势;在引黄调水情景中,除幼库区外,TN 峰值和均值都显著增加,峰值增幅达 123.98%~201.80%,均值增幅为 112.54%~176.49%。同时考虑引黄调水和生态下泄时,TN 浓度峰值和均值在永库区升高趋势明显,中库区略有增加,在幼库区则显著降低。

6.2 展望

尽管本文基于官厅水库水动力-水质模型的结果和应用进行了较深入的分析 and 探讨,但由于实际情况中水体水质变化过程十分复杂,往往涉及水文、气象、化学、物理、生物等多种因素及其水库水动力学方程的非线性性质作用,加上水质模型系统对各类输入数据精度、数据量、数据种类、数据时空尺度等方面的要求较高,使得模型在模拟计算、处理初始条件、边界条件、各种物理、化学、生化等复杂参数等过程中做了较多的简化。因此,对官厅水库未来的研究还需要过程中,进一步深入开展的工作如下:

(1) 由于收集到的资料有限,部分数据如泥沙数据、垂向水质数据等缺乏,因而未对泥沙淤积情况进行验证与分析,而对于氮磷营养盐而言,泥沙对其影响较大,在今后研究工作中,需要增加对泥沙数据的收集,并对其模拟结果进行验证与分析。

(2) 由于常规检测数据中没有对氮、磷营养盐等其余详细组分进行测定,因而对其颗粒态与溶解态之间的交换采用平衡分配过程表示,这些过程受总固体悬浮颗粒浓度与分配系数的影响。在今后研究工作中,需要对氮、磷、碳等其他组分进行测定,尽可能采用实测数据进行模型模拟。

致谢

岁月如矢，斗转星移，渝都六月，夏雨初至。是以求学期满，不禁感慨万千。回首来路，筚路蓝缕，历历在目，近若如昨。穷词片言，以谢过往。

求学路漫漫，助己者众多。研修期间，幸得恩师有二，先入童门，蒙童思陈教授悉心指导之情，再拜黄下，承黄国鲜研究员传道解惑之谊，童、黄二师，皆德之大者，学之泰斗。童老导我于狭路，纳我于歧途。黄师出我于幽谷，迁我于乔木。二尊师垂教之恩，如苍苍云山，泱泱之江。片纸难陈，恩长笔短，谆谆教导，五衷铭感。

适逢青春之时，得遇同窗之谊，上有师姐如王怡婷、龙孝平、唐小娅，师兄如王川隘、陈振宇、李兴华，论文指导，生活困扰，皆能排忧解难；中有同门者，天府蒋娉凤，江西熊勇峰，山东李昌耀，内蒙古王啸，情结金兰，幸甚至哉。特表熊勇峰，京城同漂泊，生涯共苦辛。下有师弟妹，交往亦非薄，师弟吕政泽、师妹聂玉玺，更有唐美芳、王向如等，结交在相知，骨肉何必亲。更有幸，结四海之菁英，得遇同室共渡之缘，室友诸君者何？何云宏、谢辉、黄星、杨显华、杨少博，虽无歃血为盟，亦无结拜之礼，闲暇娱乐之际，谐称“刨么六君子”。

京畿一年有余，实习于中国环科院，从事于雷坤研究员课题组，同组多能人智士，特表吕旭波，热肠古道，铭念心髓，感激之情，溢于言表。

哀哀父母，生我劬劳，大爱无疆，感动至深。辞家千里，难见双亲，叹父母鬓角之渐白，容颜之渐衰。鸦有反哺之义，羊有跪乳之恩，但愿椿萱并茂，三生报答轻。下又二妹，手足之情，休戚与共，策勉襄助，无声润心田。惟怜女友，牟家小玉，少聚多离，优乐相依。只愿君心是吾心，定不负相思意。

言辞有尽，敬谢无穷。书不尽意，片纸难言，文末掷笔，再表谢忱。

2021年6月3日于重庆

参考文献

- [1] Cerco, C. F., Cole T., Three-dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1993, 119(06): 1006-1025.
- [2] Shi, Q., Zhan J., Wu F., et al., Simulation on water flow and water quality in Wuliangsuhai Lake using a 2-D hydrodynamic model[J]. *Agriculture & Environment*, 2012, 10(02): 973-975.
- [3] Zhao, L., Li Y., Zou R., et al., A three-dimensional water quality modeling approach for exploring the eutrophication responses to load reduction scenarios in Lake Yilong (China)[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 177: 13-21.
- [4] Wu, G., Xu Z., Prediction of algal blooming using EFDC model: Case study in the Daoxiang Lake[J]. *Ecological Modelling*, 2011, 222(6): 1245-1252.
- [5] Kernkamp, H. W. J., Van Dam A., Stelling G. S., et al., Efficient scheme for the shallow water equations on unstructured grids with application to the Continental Shelf[J]. *Ocean Dynamics*, 2011, 61(08): 1175-1188.
- [6] Nauta, T. A., Bongco A. E., Santos-Borja A. C., Set-up of a decision support system to support sustainable development of the Laguna de Bay, Philippines, *Marine Pollution Bulletin*[J]. 2003, 47(01):211-218.
- [7] Zhu, Y., Yang J., Hao J., et al., Numerical simulation of hydrodynamic characteristics and water quality in Yangchenghu Lake[J]. in *Advances in Water Resources and Hydraulic Engineering*, Springer, 2009,1(1): 710-715.
- [8] Andersen, H. E., Kronvang B., Larsen S. E., et al., Climate-change impacts on hydrology and nutrients in a Danish lowland river basin[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 365(01):223-237.
- [9] Baker, T., Lang J. R., Fluid inclusion characteristics of intrusion-related gold mineralization, Tombstone-Tungsten magmatic belt, Yukon Territory, Canada[J]. *Mineralium Deposita*, 2001, 36(06): 563-582.
- [10] Moeini, M. H., Etemad-Shahidi A., Application of two numerical models for wave hindcasting in Lake Erie[J]. *Applied Ocean Research*, 2007, 29(03): 137-145.
- [11] Ditoro M, Fitzpatrick J J, Thomann R V. Documentation for Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP)[J]. *Proc Spie*, 1983, 34(5):4-10.
- [12] Ambrose R B, Wool T A. WASP7 Stream Transport-Model Theory and User's Guide: Supplement

- to Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) User Documentation. 2009.
- [13] Environmental Monitoring; New Environmental Monitoring Study Findings Reported from Ferdowsi University of Mashhad Development of the delta-normal stress combining CE-QUAL-W2 as a novel method for spatio-temporal monitoring of water quality in Karkheh Dam Reservoir[J]. Ecology, Environment & Conservation, 2020.
- [14] Li Jian, Yang Wenjun, Li Wenjie, et al. Coupled hydrodynamic and water quality simulation of algal bloom in the Three Gorges Reservoir, China[J]. Ecological Engineering, 2018, 119(1):97-108. DOI:10.1016/j.ecoleng.2018.05.018.
- [15] Albert Johan Mamani Larico, Sebastián Adolfo Zúñiga Medina. Application of WASP model for assessment of water quality for eutrophication control for a reservoir in the Peruvian Andes[J]. Lakes & Reservoirs: Research & Management, 2019, 24(1):34-47. DOI:10.1111 / lre.12256.
- [16] 戴天骄, 赵林, 陈亮, 等. 基于 WASP 模型的桃林口水库水质模拟研究[J]. 水资源研究, 2019, 8(05):499-507.
- [17] 崔元彰. 基于 WASP 模型的秦皇岛石河水库水质模拟与保护研究[D]. [硕士学位论文]. 天津: 天津大学, 2018.
- [18] 王栋, 章四龙, 郭丹阳. 基于 EFDC 模型的清河水库溃坝洪水演进模拟[J]. 中国农村水利水电, 2020(07):26-31+35.
- [19] 赵一慧, 逢勇. 基于 EFDC 模型的小浪底水库水温研究[J]. 四川环境, 2017, 36(04):24-31.
- [20] 何劼韞. 基于 EFDC 的城市驱动力下的重庆三峡库区水环境模拟研究[D]. [硕士学位论文]. 重庆: 重庆大学, 2018.
- [21] Gao Q F, He G J, Fang H W, et al. Numerical simulation of water age and its potential effects on the water quality in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir[J]. Journal of Hydrology, 2018, 566:484-499. DOI:10.1016/j.jhydrol.2018.09.033.
- [22] Song Weiwei, Xu Qing, Fu Xingqian, et al. EFDC simulation of fishway in the Diversion Dashaerteng River to Danghe Reservoir, China[J]. Ecological Indicators, 2019, 102(3):704-715.
- [23] 段扬, 秦韬, 王京晶, 等. 丹江口水库三维水动力模拟研究[J]. 人民黄河, 2018, 40(03):119-122+156.
- [24] 张亚. 浅水型富营养化水库三维水动力及水质数值模拟研究与应用[D]. 天津: 天津大学, 2014.
- [25] 窦笑宇. 基于 MIKE-ECOLab 模型的英那河水库水质时空变化预测研究[J]. 中国水能及电气化, 2020(03):37-40+44.
- [26] 龚依琳. 基于 ECOLab 的澜沧江小湾水库水质模拟研究[D]. [硕士学位论文]. 西安: 西安理工大学, 2019.
- [27] 刘江, 陈国鼎, 曾继军, 等. 基于 MIKE 对流扩散和生态耦合模型的鸭子荡水库水质模拟研究

- [J].水利与建筑工程学报,2018,16(01):118-122.
- [28] 李苏.基于水动力-水质的黄壁庄水库数值模拟研究[D].河北:河北工程大学,2017.
- [29] 杨盼,卢路,王继保,等.水库潮汐式调度对支流水动力影响研究--以三峡库区支流小江为例[J].人民长江,2019,50(01):191-197.
- [30] 毕潇伟,徐聪,何义亮.基于 Delft3D 水动力模型对青草沙水库水温变化的模拟和预测[J].净水技术,2018,37(01):14-21+29.
- [31] 黄庆超,石巍方,刘广龙,等.基于 Delft3D 的三峡水库不同工况下香溪河水动力水质模拟[J].水资源与水工程学报,2018,28(02):33-39.
- [32] Yang J Y, Zhou L Y. Simulation of water temperature in two reservoirs with Delft3d[J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2019, 39(1) :012073.
- [33] Ali Arefinia, Omid Bozorg-Haddad, Arman Oliazadeh, et al. Reservoir water quality simulation with data mining models[J]. Environmental Monitoring and Assessment: An International Journal Devoted to Progress in the Use of Monitoring Data in Assessing Environmental Risks to Man and the Environment, 2020, 192(7):773-788.
- [34] Karl-Erich Lindenschmidt, Meghan K. Carr A S, et al. CE-QUAL-W2 model of dam outflow elevation impact on temperature, dissolved oxygen and nutrients in a reservoir[J]. Scientific Data, 2019, 6(1):3640-3647.
- [35] Ziaie R, Mohammadnezhad B, Taheriyoun M, et al. Evaluation of Thermal Stratification and Eutrophication in Zayandeh Roud Dam Reservoir Using Two-Dimensional CE-QUAL-W2 Model[J]. Journal of Environmental Engineering, 2019, 145(6):13-20. DOI:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001529.
- [36] 姚嘉伟,刘晓波,董飞,等.平原型水库水体热分层的水质响应特征与水质改善成效[J].南水北调与水利科技(中英文),2020,18(03):158-167.
- [37] 啜明英,马骏,刘德富,等.整流幕对香溪河库湾水温特性影响数值模拟[J].长江流域资源与环境,2018,27(09):2101-2113.
- [38] Simons T. J., Development of three-dimensional numerical models of the Great Lakes[C]. Scientific Series, No. 12, Cnada Center for Inland Lakes, Burlington, Ontario, Canada, 1973, 34.
- [39] Luo F, Li R J. 3D Water Environment Simulation for North Jiangsu Offshore Sea Based on EFDC[J]. Journal of Water Resource & Protection, 2009, 1(1):41-47.
- [40] 陈婷. 大伙房水库三维水沙输移模拟研究[D]. 辽宁:大连理工大学,2012.
- [41] Arifin R R, James S C, Pitts D A, et al. Simulating the thermal behavior in Lake Ontario using EFDC[J]. Journal of Great Lakes Research, 2016, 42(3):511-523.
- [42] Chen G, Fang X. Sensitivity Analysis of Flow and Temperature Distributions of Density Currents

- in a River-Reservoir System under Upstream Releases with Different Durations[J]. *Water*, 2015, 7(11):6244-6268. doi:10.3390/w7116244.
- [43] Li X W, Shen Y M. Numerical simulation of the impacts of water level variation on water age in Dahuofang Reservoir[J]. *Frontiers of Earth Science*, 2015, 9(2):209-224. doi:10.1007/s11707-014-0460-9.
- [44] 张鹏飞.汤村水库水温时空分布特征[J]. *人民黄河*, 2016, 38(05):72-76.
- [45] Huang J C, Qi L Y, Gao J F, et al. Risk assessment of hazardous materials loading into four large lakes in China: A new hydrodynamic indicator based on EFDC[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 80(01):23-30.
- [46] 蒋永丰. 基于 EFDC 模型的水源地水质模拟及安全预警技术[D].河北:河北科技大学, 2019.
- [47] 徐婉珍.基于 EFDC 的潘家口水库富营养化模拟[J]. *安徽农业科学*, 2015, 43(34):115-118+290.
- [48] Zhang C, Gao X, Wang L, et al. Analysis of agricultural pollution by flood flow impact on water quality in a reservoir using a three-dimensional water quality model[J]. *Journal of Hydroinformatics*, 2013, 15(4):1061-1072. doi:10.2166/hydro.2012.131.
- [49] Hua R X, Zhang Y Y, et al. Assessment of Water Quality Improvements Using the Hydrodynamic Simulation Approach in Regulated Cascade Reservoirs: A Case Study of Drinking Water Sources of Shenzhen, China[J]. *Water*, 2017, 9(11):825-839. doi:10.3390/w9110825.
- [50] Zhang C X, You X Y. Application of EFDC model to grading the eutrophic state of reservoir: case study in Tianjin Erwangzhuang Reservoir, China[J]. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 2017, 11(1):111-126. doi:10.1080/19942060.2016.1249411.
- [51] 李一平,王静雨,滑磊.基于 EFDC 模型的河道型水库藻类生长对流域污染负荷削减的响应——以广东长潭水库为例[J]. *湖泊科学*, 2015, 27(05):811-818.
- [52] You X Y, Zhang C X. On improvement of water quality of a reservoir by optimizing water exchange[J]. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 2018, 37(1):399-409. doi:10.1002/ep.12693.
- [53] Chen L B, Yang Z F, Liu H F. Assessing the eutrophication risk of the Danjiangkou Reservoir based on the EFDC model[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 96: 117-127.
- [54] Wang Y H, Jiang Y Z, Liao W H, et al. 3-D hydro-environmental simulation of Miyun reservoir, Beijing[J]. *Journal of Hydro-environment Research*, 2014, 8(4):383-395.
- [55] Zeng Q H, Qin L H, Li X Y. The potential impact of an inter-basin water transfer project on nutrients (nitrogen and phosphorous) and chlorophyll a of the receiving water system[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 536:675-686.
- [56] Zhang Z, Huang J, Zhou M, et al. A Coupled Modeling Approach for Water Management in a River-Reservoir System[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*,

- 2019, 16(16):1-14. doi:10.3390/ijerph16162949.
- [57] Wang C, Shen C, Wang P F, et al. Modeling of sediment and heavy metal transport in Taihu Lake, China[J]. Journal of Hydrodynamics Ser B, 2013, 25(3):379-387.
- [58] 金海生, 郑英铭. 潮汐河流一维动态 COD 水环境容量计算模型[J]. 水利学报, 1992(9):15-22
- [59] 贾海峰, 郭羽. 基于双向算法的湖库允许纳污负荷量计算及案例[J]. 环境科学, 2014, 35(02):555-561.
- [60] Liang S D, Jia H F, Xu C Q, et al. A Bayesian approach for evaluation of the effect of water quality model parameter uncertainty on TMDLs: A case study of Miyun Reservoir[J]. The Science of the total environment, 2016, 560-561: 44-54.
- [61] 张永勇, 花瑞祥. 基于水动力-水质模型的湖库纳污能力量化[J]. 华北水利水电大学学报(自然科学版), 2016, 37(05):33-39.
- [62] 杨坤, 徐火清, 樊寒冰, 等. 基于 EFDC 模型的乌东德水库水质模拟推演系统[J]. 水利信息化, 2019(03):50-54+61.
- [63] Gao X P, Zhang S, Sun B, et al. Assessing the Effects of Restoration Measures on Water Quality in a Large Shallow Reservoir[J]. Sustainability, 2019, 11(19):5347. doi:10.3390/su11195347.
- [64] Shi Y Y, Li Y P, Cheng Y, et al. A novel sigma coordinate system to simulate abrupt changes of underwater terrain in a hydrodynamic model: application to Lake Mead, USA[J]. Environmental science and pollution research international, 2020, 27(9):9261-9273. doi:10.1007/s11356-019-06994-y.
- [65] 董哲仁, 孙东亚, 赵进勇. 水库多目标生态调度[J]. 水利水电技术, 2007(01):28-32.
- [66] 周颖, 高成, 聂斌杰, 等. 基于 Mike21 的水库联调水质预测及影响分析[J]. 水电能源科学, 2020, 38(04):43-46.
- [67] 李兰, 武见. 梯级水库三维环境流体动力学数值预测和水温分层与累积影响规律研究[J]. 水动力学研究与进展 A 辑, 2010, 25(02):155-164.
- [68] 陈法兴. 基于 EFDC 模型的明湖水库水质数值模拟及预测[J]. 人民黄河, 2016, 38(01):85-87+137.
- [69] 潘红澈, 逢勇, 罗缙, 等. 基于 EFDC 的咸潮上溯对闽江下游水源地的影响[J]. 水资源与水工程学报, 2015, 26(06):71-76.
- [70] 余昭辉, 夏建新, 任华堂. 水库不同调度措施对突发污染带迁移的影响[J]. 人民黄河, 2015, 37(03):84-88.
- [71] 唐天均, 杨晟, 尹魁浩, 等. 基于 EFDC 模型的深圳水库富营养化模拟[J]. 湖泊科学, 2014, 26(03):393-400.
- [72] 赵云云. 三峡水库主库区干流对大宁河回水区水质影响研究[D]. 北京:清华大学, 2017.

- [73] 张丽薇.基于 EFDC 的调水水库水位波动及来水水质对藻类的影响研究[D].湖南: 湖南大学,2016.
- [74] 李琨,徐强,陈俊宇,等.生态调节对御临河水动力水质影响的模拟研究[J].水资源与水工程学报,2020,31(03):15-23.
- [75] 赵伟纯, 李大明.官厅水库有机污染现状及其评价初探[J].环境保护,1991(2):27-30.
- [76] 梁涛,王浩,丁士明,等.官厅水库近三十年的水质演变时序特征[J].地理科学进展,2003(01):38-44.
- [77] Liang T, Wang H, Ding S M. A nevolution of water quality in Guanting Reservoir during the past three decades[J]. Progress in Geography .2003, 22:38-44.
- [78] Han X, Xu L Y, Yang Z F. A revenue function-based simulation model to calculate ecological compensation during a water use dispute in Guanting Reservoir Basin[J]. Procedia Environmental Sciences.2010, 2(02): 234-242.
- [79] 苏琼,秦华鹏,赵智杰.产业结构调整对流域供需水平衡及水质改善的影响[J].中国环境科学,2009,29(07):767-772.
- [80] 吴瑞,刘桂环,文一惠.基于 InVEST 模型的官厅水库流域产水和水质净化服务时空变化[J].环境科学研究,2017,30(03):406-414.
- [81] 李恺. 基于灰色模糊模型对湖泊水质研究[D].天津:天津大学,2016.
- [82] 庞博,王铁宇,吕永龙,等.洋河流域张家口段河流水质演化及驱动因子分析[J].环境科学,2013,34(1):379-384.
- [83] 王闯,单宝庆,唐文忠,等.官厅水库典型入库河流(洋河)表层沉积物重金属赋存形态分析[J].环境科学学报,2017,37(09):3471-3479.
- [84] 王瑞霖.海河流域底泥沉积物及鲫鱼重金属污染风险研究[D].北京:北京化工大学,2012.
- [85] 朱晓磊,张洪,雷沛,等.官厅水库沉积物中大量元素的历史分布特征[J].环境科学学报,2016,36(2):442-449.
- [86] 黄满湘,张国梁,张秀梅,等.官厅流域农田地表径流磷流失初探[J].生态环境,2003, 12(2): 139-144.
- [87] 黄满湘,周成虎,章申,等.北京官厅水库流域农田地表径流生物可利用磷流失规律[J].湖泊科学,2003,15(2):118-124.
- [88] 齐鑫,陈利顶,李琪.传统农业区土地利用对土壤氮素季节动态变化的影响以官厅水库上游延庆盆地为例[J].生态环境,2007, 16(2): 564-568.
- [89] Wang T Y, Liu Y L, Song Y J, et al. Spatial distribution of organochlorine pesticide residues in soils surrounding Guanting Reservoir, People's Republic of China[J]. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 2005, 74(4):623-630.
- [90] 马彦涛,薛金凤,梁涛,等.基于 GIS 的溶解态氮磷负荷模型研究[J].环境科学,2006, 27(9):

1765-1769.

- [91] 魏静,郑小刚,张国维,等.官厅水库、密云水库上游流域地表水氮磷含量现状[J/OL].环境工程:1-7[2020-08-25]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20191207.0917.002.html>.
- [92] 彭福利,张永勇,李茜,等.官厅水库入库断面水质多指标评价与演变特征分析[J].中国环境监测,2020,36(01):65-74.
- [93] Wang J H. Water quality in guanting reservoir [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1986, 29(2):12-17.
- [94] 汪双清. 官厅水库中磷的来源、形态分布及其与富营养化的关系[C]. 中国矿物岩石地球化学学会.中国矿物岩石地球化学学会第十届学术年会论文集,2005:293-296.
- [95] 梁涛,张秀梅,章申.官厅水库及永定河枯水期水体氮、磷和重金属含量分布规律[J].地理科学进展,2001(04):341-346.
- [96] 马登军,张凤娥,高云霞,等.官厅水库水质分析与评价[J].河北建筑工程学院学报,2003(03):70-72.
- [97] 杨大杰.官厅水库水体氮污染特征分析[J].中国水利,2008(09):51-53.
- [98] He W Q, Chen S, Liu X H, et al. Water quality monitoring in a slightly-polluted inland water body through remote sensing --Case study of the Guanting Reservoir in Beijing, China[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering in China,2008,2(2):163-171.
- [99] 刘浩,徐志侠,陈超,等.官厅水库库区富营养化评价[J].水电能源科学,2011,29(01):13-16.
- [100] Dai R H, Liu H J, Qu J H, et al. Cyanobacteria and their toxins in Guanting Reservoir of Beijing, China[J]. Journal of hazardous materials, 2008, 153(1-2):470-477.
- [101] 张世禄,周绪申,许维,等.官厅水库水体富营养化现状及变化趋势分析[J].海河水利,2012(02):25-26.
- [102] 杨大杰,谢建枝.模糊综合评价法在地表水源地水质评价中的应用--以北京市官厅水库水质评价为例[J].人民长江,2014,45(S2):81-83.
- [103] 田野,郭子祺,乔彦超,等.基于遥感的官厅水库水质监测研究[J].生态学报,2015,35(07):2217-2226.
- [104] 汪星,宫兆宁,井然,等.基于连续统去除法的水生植物提取及其时空变化分析--以官厅水库库区为例[J].植物生态学报,2018,42(06):640-652.
- [105] Wang X, Gong Z N, Pu R L. Estimation of chlorophyll a content in inland turbidity waters using WorldView-2 imagery: a case study of the Guanting Reservoir, Beijing, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2018, 190(10):620-676.
- [106] 虞洋,梁峙,马捷,等.底泥修复技术方法和应用前景[J].环境科技,2014,27(01):64-66.
- [107] 孙青,黄怀曾,何红蓼,等.北京官厅水库沉积物--水界面磷的分布和迁移特征[J].矿物岩石地

- 球化学通报,2003(02):137-139.
- [108] 李乐勇. 北京市官厅水库底泥颗粒物吸附染料研究[D].湖南:湖南农业大学,2006.
- [109] 屈建航,曹书娟,袁红莉.不同营养化湖/库沉积物中细菌群落差异分析[J].中国农业大学学报,2011,16(01):49-53.
- [110] Wen X, Bai Y J, Zhang S R, et al. Distributions and Sources of Sedimentary Sterols as well as Their Indications of Sewage Contamination in the Guanting Reservoir, Beijing[J]. *Chemicals & Chemistry*, 2020, 30(5):687-698.
- [111] Lei P, Zhu J J, Zhong H, et al. Distribution of Nitrogen and Phosphorus in Pore Water Profiles and Estimation of Their Diffusive Fluxes and Annual Loads in Guanting Reservoir (GTR), Northern China[J]. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 2020. DOI:10.1007/s00128-020-02891-0.
- [112] 魏健,潘兴瑶,孔刚,等.基于生态补水的缺水河流生态修复研究[J].水资源与水工程学报,2020,31(01):64-69+76.
- [113] Feng Z Z, Liu S, Li P. Research progress in eco-environmental issues and eco-restoration strategy in Yongding River basin [J]. *Journal of University of Chinese Academy of Science*, 2019, 36(4):510-520.
- [114] 董思宜,杨熙,王秀兰,等.永定河流域生态环境质量评价[J].中国人口·资源与环境, 2013, 23(s2): 348-351.
- [115] 胡春宏,王延贵.官厅水库流域水沙优化配置与综合治理措施研究I--水库泥沙淤积与流域水沙综合治理方略[J].泥沙研究,2004(02):11-18.
- [116] 侯蕾. 北方水资源短缺流域生态-水文响应机制研究[D].北京:中国水利水电科学研究院,2019.
- [117] 胡春宏,王延贵.官厅水库流域水沙优化配置与综合治理措施研究II--流域水沙优化配置与水库挖泥疏浚方案[J].泥沙研究,2004(02):19-26.
- [118] 王延贵,胡春宏.官厅水库淤积特点及拦门沙整治措施[J].泥沙研究,2003(06):25-30.
- [119] Paul M, Craig. User' s Dynamics Manual for EFDC_ Explorer: A Pre/Post Processor for the Environmental Fluid Code[M]. Knoxville: Higher Education Press, 2009.
- [120] Kyeong Park, Albert Y. Kuo, Jian Shen, et al. A Three-dimensional Hydrodynamic Eutrophication Model AHM-3D: Description of Water Quality and Sediment Process Submodels[R]. Special Report in Applied Marine Science and Ocean Engineering No. 327:8-10, 22, 1995.
- [121] 蒋卫威,鱼京善,中村恭志,等.基于 TITech-WARM 的官厅水库三维水质模拟[J].北京师范大学学报(自然科学版),2019,55(03):381-388.
- [122] 李其军, 刘培斌. 官厅水库流域水生态环境综合治理关键技术研究示范[M]. 北京:中国

- 水利水电出版社, 2009.
- [123] He G J, Fang H W, Bai S, et al. Application of a three-dimensional eutrophication model for the Beijing Guanting Reservoir, China[J]. Ecological Modelling, 2010, 222(8):149-155.
- [124] Calf, Gu B H, Liu Z W, et al. Limnology: Inland Water Ecosystem[M]. Beijing: Higher Education Press, 2011.
- [125] 杨垒,吴玉欣,王彦芹.官厅水库黑土洼湿地系统 2016 年水质监测评价分析[J].工程建设与设计,2018(06):137-139.
- [126] Wang M, Du L, Ke Y, et al. Impact of Climate Variabilities and Human Activities on Surface Water Extents in Reservoirs of Yongding River Basin, China, from 1985 to 2016 Based on Landsat Observations and Time Series Analysis[J]. Remote Sensing, 2019, 11(5): 560-574.
- [127] Zhang M M, Wang S, Fu B J, et al. Ecological effects and potential risks of the water diversion project in the Heihe River Basin[J]. Science of the Total Environment, 2018, 619(11): 794-803.
- [128] 刘立华,耿建康,宋亚净.引黄入冀补淀工程河北引水总量控制因子浅析[J].水利规划与设计,2017,(03): 23-24+85.
- [129] Men B H, Zheng S F, Xia J. The Instream Ecological Water Flow Research at The Lower Reach of Guanting Reservoir on Yongdinghe River, Beijing[J]. Journal of Resources and Ecology, 2010, 1(3):211-215.
- [130] 秦政,雷坤,黄国鲜,等.变化条件下官厅水库的水量平衡过程研究[J].环境工程技术学报, 2021, 11(01):56-64.

发表论文和参加科研情况说明

[1] Sun Xianren, Zhou Gang, Zhao Gaofeng, Huang Guoxian, Xiong Yongfeng, Lei Kun. Simulation of the anoxic effect of ecological regulation on Guanting Reservoir[J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2021, 643(1).

[2] 孙先忍, 黄国鲜, 童思陈, 李兴华, 唐小娅, 雷 坤. 永定河流域太阳辐射逐时过程模拟[J]. 科学技术与工程, 2021, 21(03): 892-898.

[3] SUN Xianren, TONG Sichen, XU Guanxiang. Experimental study on influence of roughness coefficient in open channel uniform flow

[4] 孙先忍, 童思陈, 黄国鲜, 鱼京善, 李兴华, 唐小娅, 雷 坤. 生态调度下官厅水库热氧结构变化三维模拟[J]. 水力发电学报, 录用待刊.

[5] 熊勇峰, 孙先忍, 周刚, 黄国鲜, 白静, 呼婷婷. 基于 EFDC 模型的官厅水库富营养化模拟[C]. 中国水利学会. 中国水利学会 2016 学术年会论文集. 中国水利学会: 中国水利学会, 2016

[6] Nie Yuxi, Zhang Qinghuan, Tong Sichen, Huang Guoxian, Sun Xianren, Tang Xiaoya. Research on Relationship of Total Nitrogen Concentration and Runoff in the Xiangxi River Basin[J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2021(1)

项目经历

(1) 长江生态环境保护修复联合研究项目(项目编号: LHY1-01), 课题 2 长江流域水环境模型构建与应用, 主要参与者, 负责对接各子课题协调各方, 承担收集长江流域人口、经济、水质、水文等数据, 并进行整理与初步分析, 协助完成模型构建。(2019.7-2020.12)

(2) “十三五”水专项“永定河流域水质目标综合管理示范研究”课题(2018ZX07111-002)子课题 5 水环境承载力监测预警与优化调控, 项目参与者, 承担流域水质数据收集与野外采样, 负责官厅水库水质特征分析、应用 EFDC 模型对官厅水库进行三维模拟, 并完成相应部分报告编写;(2019.7-2020.11)

(3) 呼伦湖水质提升与保护修复方案-子课题: 水环境容量研究, 主要参与者, 承担野外采样及报告编写;(2019.12-2020.06)

(4) 澜沧江思茅港至中缅 243 界碑五级航道建设工程第二期工程航道整治效果分析, 主要参与者, 承担整治前后冲淤特征分析、效果图出图及报告编写;(2019.03-2019.06)