

# 基于水质目标的异龙湖流域精准治污决策研究

邹锐<sup>1,3</sup> 苏晗<sup>2</sup> 余艳红<sup>3,4</sup> 王俊松<sup>3,4</sup> 叶瑞<sup>5</sup> 刘永<sup>2,†</sup>

1. Tetra Tech, Inc. 10306 Eaton Place, Ste 340, Fairfax, VA 22030; 2. 水沙科学教育部重点实验室, 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; 3. 云南省高原湖泊流域污染过程与管理重点实验室, 昆明 650034; 4. 云南省环境科学研究院, 昆明 650034; 5. 南京智水环境科技有限公司, 南京 210012; † 通信作者, E-mail: yongliu@pku.edu.cn

**摘要** 提出面向湖泊水质的工程设计规划方法(即精准治污)。流域精准治污决策建立在以三维水动力-水质模型为核心的时空数值源解析技术基础上, 定量地表达工程措施与水质响应之间的因果关系。以处于重度富营养化的云南异龙湖为例, 针对其短期治理决策问题进行精准治污决策分析。结果显示, 就异龙湖中任一点的水质而言, 在不同的补水情景下, 城河及城北河子流域都是重要的负荷输出源。如果要使湖中和湖东站点水质达标, 需要更全面地考虑各个子流域的污染源控制。当无补水时, 即使大幅度削减污染负荷, 也很难保证水质达标。在补水2000万m<sup>3</sup>及3500万m<sup>3</sup>情景下, 补水对湖内3个监测站点的水质改善都比较明显。最后, 在宏观层面上确定不同子流域重点污染控制工程类型, 并在微观层面上, 结合特定污染治理工程, 探讨在流域精准治污体系下如何开展局地的工程评估。

**关键词** 精准治污; 数值源解析; 三维水动力-水质模型; 异龙湖

**中图分类号** X524

## Object-Oriented Precise Decision-Making (OOPD) for Water Quality Improvement in Lake Yilong

ZOU Rui<sup>1,3</sup>, SU Han<sup>2</sup>, YU Yanhong<sup>3,4</sup>, WANG Junsong<sup>3,4</sup>, YE Rui<sup>5</sup>, LIU Yong<sup>2,†</sup>

1. Tetra Tech, Inc. 10306 Eaton Place, Ste 340, Fairfax, VA 22030; 2. Key Laboratory of Water and Sediment Sciences (MOE), College of Environmental Science and Engineering, Peking University, Beijing 100871; 3. Yunnan Key Laboratory of Pollution Process and Management of Plateau Lake-Watershed, Kunming 650034; 4. Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming 650034; 5. Nanjing Smart Water Co. Ltd, Nanjing 210012; † Corresponding author, E-mail: yongliu@pku.edu.cn

**Abstract** A framework called Object-Oriented Precise Decision-making (OOPD) was proposed which oriented to the lake itself. The framework was based on Numerical Source Apportionment powered by 3-dimensional water quality model, which then quantified the causality of water quality improvement and load reduction. The proposed framework was applied to support short-term decision making of Lake Yilong, a eutrophic lake. Results showed that Chenghe sub-watershed and Chengbeihe sub-watershed were important pollution source no matter considering which monitoring station and under which water diversion scenario. In addition, comprehensive pollution control should be considered to ensure that Huzhong monitoring station or Hudong monitoring station meet water quality standards. However, considerable load reduction cannot guarantee water quality if there was no water diversion. Water quality of three monitoring stations would be improved a lot under 20 and 30 million m<sup>3</sup> annual water diversion scenario. Finally, based on the analyses above, suggestion of focused pollution control project was given for each sub-watershed and an evaluation of one bean product wastewater treatment extension project was given to illustrate how to combine micro and macro aspects in OOPD.

**Key words** object-oriented precise decision-making (OOPD); numerical source apportionment; 3-dimensional water quality model; Lake Yilong

湖泊富营养化是我国当前水环境领域的重要挑战,流域污染控制与管理成为恢复湖泊水质的必要途径<sup>[1-2]</sup>。目前,控制流域污染的工程筛选大多基于最佳可行技术(best available techniques)<sup>[3-4]</sup>,即工程设计遵守从已有实际运作且经济可行的技术中选择<sup>[5-6]</sup>的规则。这种设计思路遵从工程行业传统<sup>[5-6]</sup>,并在国内外众多流域中得以实施,已证实有一定的效果<sup>[5-7]</sup>。但是,巨大的污染控制投资与所取得的水质改善效果不匹配,根本原因在于控制流域污染的工程设计没有真正从水质管理目标出发,而依旧是从工程技术本身出发<sup>[5]</sup>。近年来,随着技术的进步,水质管理的关键问题逐渐从工程技术转移到管理方法<sup>[8]</sup>,技术已不是限制水质管理的唯一因素。在此情况下,流域污染控制决策需要一种新的思路<sup>[6]</sup>。先前的研究中提出面向对象的智能设计(OOID)<sup>[9-10]</sup>方法,可以看做是从管理方法和工程设计方法上向水质目标管理的转向,但是仍然缺乏流域尺度上的协调。

本文在面向对象的智能设计基础上,综合考虑不同片区以及工程之间的相互影响,提出更加体系化的管理方法——精准治污(object-oriented precise decision-making, OOPD)。精准治污的核心是工程措施与水质之间的响应关系,但确定这一关系并不容易。从理论上讲,通过局地观测实验得到某一块地工程措施与水质之间的关系尚有可能,但由于流域过程及水体响应的复杂性,通过实验获取流域尺度工程与水质的响应关系变得异常困难<sup>[11]</sup>。基于机理的数值模型可为工程实施效果的评估提供很好的平台,但由于需采用扰动法多次重复地运行模型,因此基于三维数值模型的工程与水质响应评估存在计算成本上的困难<sup>[12-13]</sup>。为解决这一问题,在最近的研究中,基于三维水动力-水质模型开发了时空数值源解析技术(numerical source apportionment, NSA),可通过模型的1次运行得到所有源的贡献<sup>[14]</sup>。基于该技术,可将不同工程措施对应的湖泊水质改善定量化,在工程实施之前及进行中预判特定的工程措施能否产生预期的水质改善效果。具体包括:1)工程措施布局是否放置在最需要削减污染物的子流域;2)如果希望优先实现湖体某个站点的水质达标,最应该优先控制哪些子流域的污染源;3)规划的工程措施实施后,能否实现水质达标。

本文以云南省九大高原湖泊中处于重度富营养化的异龙湖为例,在数值源解析的基础上,分析使

得异龙湖水质达标的备选方案和措施,为最终决策提供技术支撑。

## 1 流域精准治污决策方法

### 1.1 流域精准治污决策思路

流域精准治污需要从近期和中远期两个方面考虑:1)在数据可得性的基础上,采用恰当的模型技术评估流域近期规划的工程项目对水质达标的贡献程度,并为下一步的规划提供科学指导;2)在中远期,基于长期的数据收集及流域-湖泊模拟模型构建,形成流域精准治污的技术体系。本研究主要关注近期任务(图1)。

流域精准治污近期任务的核心是获取源贡献,可通过时空数值源解析实现<sup>[14]</sup>。时空数值源解析技术是一种污染负荷-水质响应数值分析技术,建立在三维水动力与污染物迁移转化模型基础上,核心是求解大量的偏微分方程组,得到湖泊或河流内部任何空间位置的水质与流域污染源之间的对应关系,从而得到不同子流域污染源对不同站点的水质贡献<sup>[14]</sup>。通过时空数值源解析,可以得到污染源与水质间的关系。一旦得到针对污染源治理的工程项目清单,就可以判断工程布置是否与子流域的污染贡献正相关,从而识别工程是否放在了最需要的子流域。另外,可以通过某项工程实施前后源解析结果的变化,得到该项工程对水质改善的贡献。

### 1.2 异龙湖流域精准治污决策的主要步骤

异龙湖位于云南省红河哈尼族彝族自治州石屏县境内,在云南省九大高原湖泊中面积和水量最小,同时,也是4个水质长期处于劣V类的湖泊之一。流域高强度的点源与非点源负荷的输入,以及缺少足够的清洁水资源,是其水质难以得到改善的原因<sup>[15-16]</sup>。为实现湖体水质达到V类或更高标准,需要采取流域负荷削减及清洁生态用水入湖等多种措施。评估特定的负荷削减工程和补水工程对异龙湖水质改善的贡献,需对不同的源对于各个站点的水质贡献进行定量分析,同时需要对不同补水方案的水质改善效果进行定量评估。由于流域负荷削减和补水可同步实施,因此有必要分析二者的单独或复合效应<sup>[17]</sup>,从而为确定合适的补水方案和工程措施配置提供决策依据。异龙湖流域精准治污包括如下6个主要决策步骤。

1) 异龙湖流域分区,并针对不同子流域核算入湖负荷(图2)。

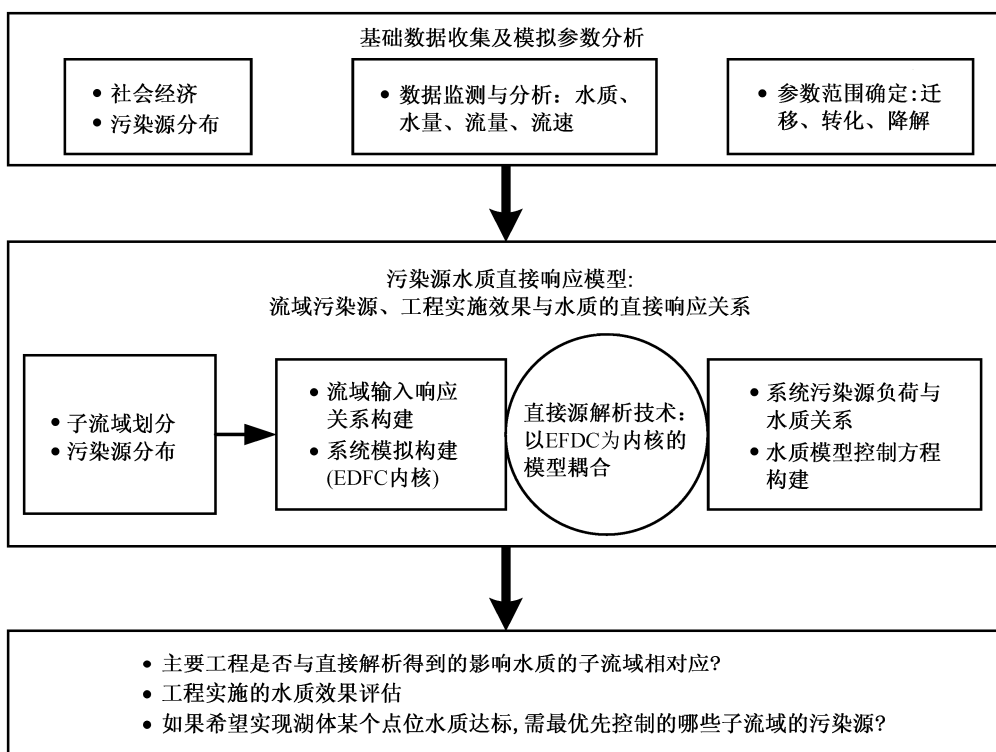


图 1 流域精准治污决策的主要思路  
Fig. 1 Watershed Object-Oriented Precise Decision-making (OOPD) diagram

2) 异龙湖水质模型构建。以2012—2015年为基准年构造连续模拟高分辨率的水动力-水质模拟模型, 模拟湖内污染物 COD(化学需氧量), TN(总氮)和 TP(总磷)的迁移、降解和沉降动力学过程。模型启动干湿模拟, 可模拟异龙湖由水位下降引起的湖面积缩小以及相应的水动力和水质改变。尤其重要的是, 模型可模拟异龙湖水质在空间上的差异性, 以及这种差异性与各种外部条件(如负荷、水文和气象等)间的关系。

3) 水质模型校验。以异龙湖 3 个常规国控监测点(湖西、湖中、湖东)在2012—2015年期间的 COD, TN 和 TP 观测值为依据校验模型, 以期获得对水体真实情况的准确评估。

4) 补水工程评估。以2012—2015年的平均影响值为指标, 应用模型评估不同补水情景对水质的影响。

5) 数值源解析模型构建。基于水动力-水质模型, 计算来自各个子流域、散流区及上游补水的 COD 和 TN 对于 3 个监测点的水质贡献, 获取各个来源的污染负荷对监测点水质贡献的比例。上述源解析模型将根据两种不同的补水情景(2000万 m<sup>3</sup>和

3500万 m<sup>3</sup>), 计算出两种源解析结果, 从而为在不同的补水情景下评估工程效果提供科学依据。

6) 结果解译。计算对各个污染负荷的削减量, 然后根据在不同补水情景下的源解析结果, 定量计算各个工程在不同补水条件下对 3 个监测点的水质改善效果。

## 2 异龙湖水质模型与时空数值源解析的构建

### 2.1 异龙湖水动力-水质模型构建

考虑到模型集中在水质指标 COD, TN 和 TP 分析上, 加之异龙湖是浅水湖泊, 在不考虑垂直向光照分布对藻类和水生植动力学影响的情况下, 模型将不在垂直方向分层, 以构造二维水动力水质模型为目标。建模平台采用复杂的高精度水动力模拟平台 IWIND-AW, 该模型以国际通用的水动力-水质模型 EFDC 为计算内核, 并可与数值源解析核心技术平台耦合。

在目前的数据限制情况下, 无法获取具有高时间精度的模型驱动信息, 即入湖负荷缺少时间序列数据, 只有负荷平均水平的数据。因此, 将构造的

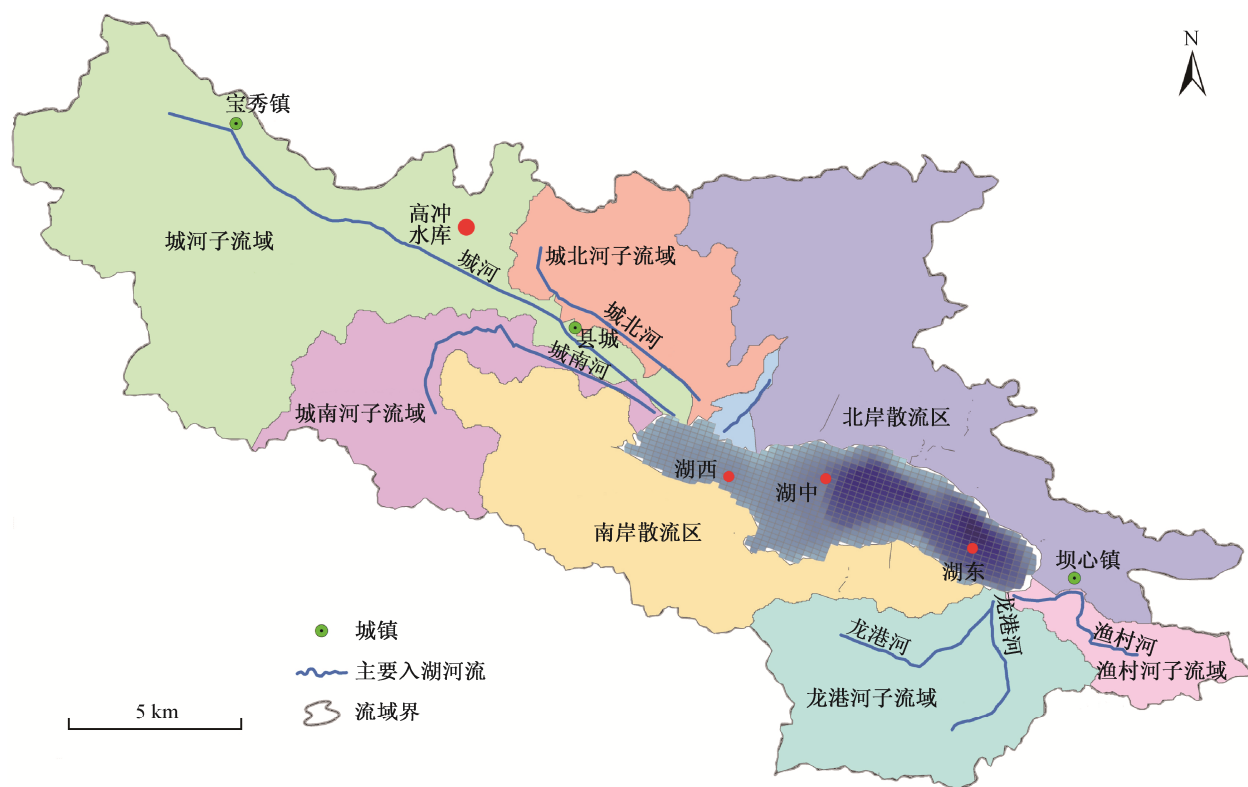


图 2 异龙湖流域及湖内 3 个监测站点的分布

Fig. 2 Sub-watershed of Lake Yilong and its three water quality monitoring stations

水质水动力模型定位在从相对长期(年度到多个年度)和相对宏观(多个监测点的平均水质结果)的角度来定量异龙湖的水质响应,将实测数据的时间序列与模拟结果相比较的意义有限,对短期的和局部的水质响应只做有限度的分析,以供参考。同时,为了进一步支持决策,需要更高精度的边界条件和具有时间精度的模型,而本研究为第一阶段的工作,在多年平均模拟结果的基础上提供基于水质响应的具有空间属性的治污方案,同时整个的模型构建是一个不断完善的过程,随着收集到的数据越来越精细,模型得到完善,也能够提供更详细的方案。

根据获得的数据,并考虑计算量等因素,确定模型模拟期间为 2012 年 1 月 1 日到 2015 年 12 月 31 日,计算步长为 10 秒,模型校验与模型情景分析都基于同样的时间尺度。模型共划分为 813 个水平网格(图 2),网格宽 150~252 m,长 98~179 m,模拟指标包括流场、水位、水温、COD、TN 和 TP。对于后三者,分为两个状态变量模拟:1) 从水体中消解较快的颗粒态;2) 降解相对较慢的溶解态。这是由于污染物质进入湖体以后,颗粒态以及容易降

解部分在迁移过程中就从水体消失,而溶解态难降解部分一直向东迁移,加之模拟期间异龙湖干旱,湖体水位因高度蒸发而大幅度下降,难降解污染物浓缩,造成异龙湖呈现靠近污染源区域(西部)浓度远低于远离污染源区域(东部)的空间格局。对于上述两种形态,COD 的降解系数分别为 0.002 和 0.001  $d^{-1}$ ,TN 的降解系数分别为 0.003 和 0.0015  $d^{-1}$ ,TP 的降解系数均为 0;COD 的沉降系数分别为 0.04 m/d 和 0,TN 的沉降系数分别为 0.08 m/d 和 0,TP 的沉降系数分别为 0.12 和 0.006 m/d。事实上,对于 TP,其公理学过程只是不同形态的转化,并不存在真正意义上的降解,所以降解系数为 0,其从水体消失的过程为沉降。对于第二种形态,其消失的过程同样被概化为沉降。另外,对于异龙湖面临的由于干旱而大面积湖面萎缩的情况,将以干-湿变化动态模拟的方式,在同一套网格内将湖泊在不同水位和湖面面积下的水质水动力状态表达出来,异龙湖在 1414 m 以下时没有流出。

## 2.2 数值源解析模型的设定

时空数值源解析方法建立在三维水动力-水质

模型的基础上。具体而言,对于每一个水质状态变量,其守恒方程<sup>[18-19]</sup>可以表示为

$$\begin{aligned} & \frac{\partial(m_x m_y H C)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(m_y H u C) + \\ & \frac{\partial}{\partial y}(m_x H v C) + \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w C) \\ & = \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{m_y H A_x}{m_x} \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{m_x H A_y}{m_y} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \\ & \frac{\partial}{\partial z} \left( m_x m_y \frac{A_z}{H} \frac{\partial C}{\partial z} \right) + m_x m_y W_s \frac{\partial C}{\partial z} + S_c, \end{aligned} \quad (1)$$

式中,  $C$  表示水质状态变量浓度;  $u$ ,  $v$  和  $w$  为曲线正交坐标系下  $X$  轴、 $Y$  轴和  $Z$  轴方向的速度分量;  $A_x$ ,  $A_y$  和  $A_z$  为在相同坐标系下  $X$  轴、 $Y$  轴和  $Z$  轴方向的湍流扩散系数;  $W_s$  为物质沉降系数;  $H$  为水深;  $m_x$  和  $m_y$  为平面曲线坐标标度因子。式(1)的左边最后 3 项表示对流输送,右边前 3 项表示扩散输送。最后 1 项  $S_c$  代表每个状态变量的降解过程及外源负荷:

$$S_c = -m_x m_y H K C + \sum_{j=1}^N P_j, \quad (2)$$

式中,  $K$  为降解系数,  $P_j$  为第  $j$  种物质的外源负荷。

时空数值源解析技术的关键即对上式进行再微分,首先需要表示初始条件的贡献率。用  $S_t = \frac{\partial C}{\partial C_0}$  表示初始水质浓度在时间点上对任意空间点位的贡献率,对式(1)求微分得到

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(m_x m_y H S_t) = -\frac{\partial}{\partial x}(m_y H u S_t) - \frac{\partial}{\partial y}(m_x H v S_t) - \\ & \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w S_t) + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{m_y H A_x}{m_x} \frac{\partial S_t}{\partial x} \right) + \\ & \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{m_x H A_y}{m_y} \frac{\partial S_t}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( m_x m_y \frac{A_z}{H} \frac{\partial S_t}{\partial z} \right) + \\ & m_x m_y W_s \frac{\partial S_t}{\partial z} - m_x m_y H K S_t. \end{aligned} \quad (3)$$

类似地表达其他外源对模拟的水质指标的贡献,用  $S_i = \frac{\partial C}{\partial P_i}$  表示:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(m_x m_y H S_i) = -\frac{\partial}{\partial x}(m_y H u S_i) - \frac{\partial}{\partial y}(m_x H v S_i) - \\ & \frac{\partial}{\partial z}(m_x m_y w S_i) + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{m_y H A_x}{m_x} \frac{\partial S_i}{\partial x} \right) + \\ & \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{m_x H A_y}{m_y} \frac{\partial S_i}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( m_x m_y \frac{A_z}{H} \frac{\partial S_i}{\partial z} \right) + \\ & m_x m_y W_s \frac{\partial S_i}{\partial z} - m_x m_y K S_i + P_i. \end{aligned} \quad (4)$$

由于式(3)和(4)含有参数敏感度的描述,为避免模拟过程中参数敏感度数量的差异,采用扰动法<sup>[20]</sup>替代:

$$\frac{\partial C}{\partial K} = \frac{\partial C}{K \partial r} = \frac{1}{K} \frac{\partial C}{\partial r}. \quad (5)$$

采用式(5)的扰动法消除式(3)和(4)中参数敏感度数量级上的差异,即可得到时空数值源解析最终的模型方程。对方程的求解采用与水质模型方程类似的方法,即二阶精度、三时间层的分步算法,具体算法步骤见文献[14]。

本研究在 3 种补水情形下,应用数值源解析技术,解析异龙湖流域主要的入湖污染源对现有湖西、湖中、湖东 3 个常规水质监测站点的贡献,这 3 个站点也是目前考核异龙湖水质的依据。源解析的具体设定包括对补水情景、污染源的划分以及求解指标等几个部分。源解析模型的 3 个补水情景包括无补水、年补水 2000 万  $m^3$  以及年补水 3500 万  $m^3$ , 补水水质设定为监测均值, COD 为 10 mg/L, TN 为 1.2 mg/L。其中,无补水情景和历史基线情景的差异在于,历史基线情景在 2014 和 2015 年包含 1500 万  $m^3$ /年的补水。源解析模型考虑 13 个源,包括城河、城北河、城南河、大水河、龙港河、渔村河、高冲水库补水、北部散流区西片、北部散流区中片、北部散流区东片、南部散流区西片、南部散流区中片以及南部散流区东片(图 2)。对于每个源,其对应的负荷为入湖量。另外,源解析模型计算量很大,为减少计算量,考虑到异龙湖劣 V 类水质的控制指标是 COD 和 TN,所以对其进行重点分析。

### 3 结果与讨论

#### 3.1 水质模型校验

表 1 为水质模型各项指标的校准结果,可以看

表 1 水质模型 TN, TP, COD 和水位模拟值与观测值的校准结果  
Table 1 Comparison of simulated TN, TP, COD and water level with observed data

站点	TP/(mg·L <sup>-1</sup> )		TN/(mg·L <sup>-1</sup> )		COD/(mg·L <sup>-1</sup> )		水位		
	模型多年 平均值	观测多年 平均值	模型多年 平均值	观测多年 平均值	模型多年 平均值	观测多年 平均值	时间	模拟值/m	观测值/m
湖西	0.15	0.13	3.16	3.07	89.00	85.10	2012 年初	1412.14	1412.14
湖中	0.10	0.11	4.45	4.33	131.00	122.80	2012 年底	1411.33	1411.34
湖东	0.11	0.10	4.68	4.57	137.00	132.10	2013 年底	1411.52	1411.60
全湖	0.12	0.11	4.10	3.99	119.00	113.33	2014 年底	1412.45	1412.35

出, 模型模拟水位与观测值误差在 10 cm 以内, 说明模拟与观测值基本上吻合, 如 2.1 节所述, 本模型模拟的 COD, TN 和 TP 在多年平均下是有意义的, 将其与观测到的 3 个站点的平均浓度和空间分布进行对比, 可以看出模拟值基本上与观测值吻合, 同时 COD, TN 和 TP 的全湖多年平均浓度模拟相对误差低于 5%。上述结果说明水质模型模拟较好, 可以作为下一步时空源解析以及决策分析的基础。

### 3.2 补水对水质的改善程度

如前所述, 基线情景并非没有补水, 而是包含 2014 年以及 2015 年的 1500 万 m<sup>3</sup> 的补水。不同补水情景下水质的变化情况的评估, 还依赖于气象条件的选择以及作为输入的污染负荷。研究采用的气象水文条件与 2012—2015 年间类似, 污染负荷采用多年平均的结果, 基于此得到不同补水量情景下的异龙湖水质变化状况(图 3)。

从图 3 可以看出, 在补水情况下, 湖中、湖东站点及全湖的水质改善都比较明显, 湖西有一定程度的改善, 但并不显著。与基线情景相比, 补水

2000 万 m<sup>3</sup> 的改善效果比较明显, 而与 2000 万 m<sup>3</sup> 补水相比, 3500 万 m<sup>3</sup> 补水增加的改善程度并不明显。在补水 2000 万 m<sup>3</sup> 的情景下, 各个站点以及全湖平均的 TN 的改善效果为 14.7%~28.0%, COD 的改善效果为 24.9%~34.0%; 在 3500 万 m<sup>3</sup> 的情景下, 各个站点以及全湖平均的 TN 的改善效果为 24.8%~42.6%, COD 的改善效果为 36.8%~47.2%。所以, 在补水 2000 万 m<sup>3</sup> 以及 3500 万 m<sup>3</sup> 的情景下, COD 的改善程度比 TN 更明显。上述结果与补水水质有很大的关系, 连续补水的水质采用多年监测均值, COD 为 10 mg/L, TN 为 1.2 mg/L, COD 比异龙湖原有浓度更低, 所以补水之后, 改善效果更加明显。

按照模拟结果, 若要实现异龙湖断面年平均值达到 V 类水质标准的目标, 在年补水 2000 万 m<sup>3</sup> 水质改善的前提下, COD 和 TN 的入湖量需要再分别削减 51% 和 35%; 在年补水 3500 万 m<sup>3</sup> 水质改善的前提下, COD 和 TN 入湖量需要再分别削减 40% 和 20%。当然, 图 3 展示的是对应情景下 2012—2015 年的平均值, 对于定量的结果, 要以定性和宏观的角

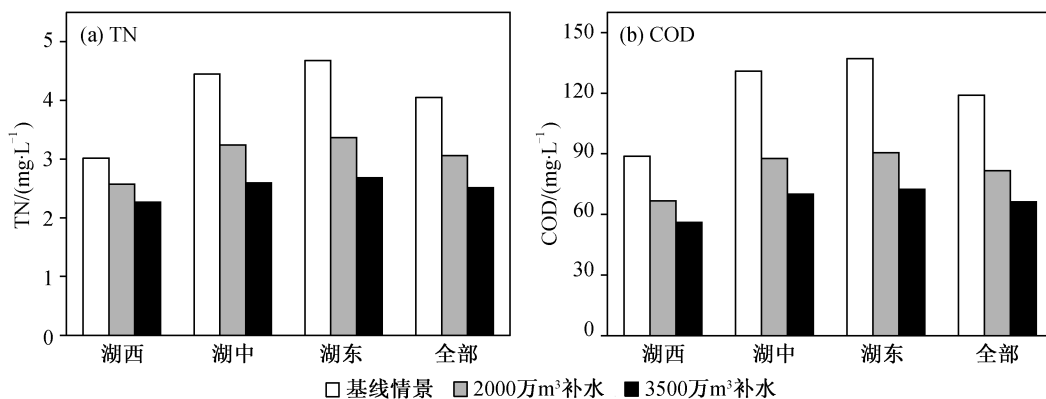


图 3 不同补水情景下 3 个站点以及全湖的水质多年平均值

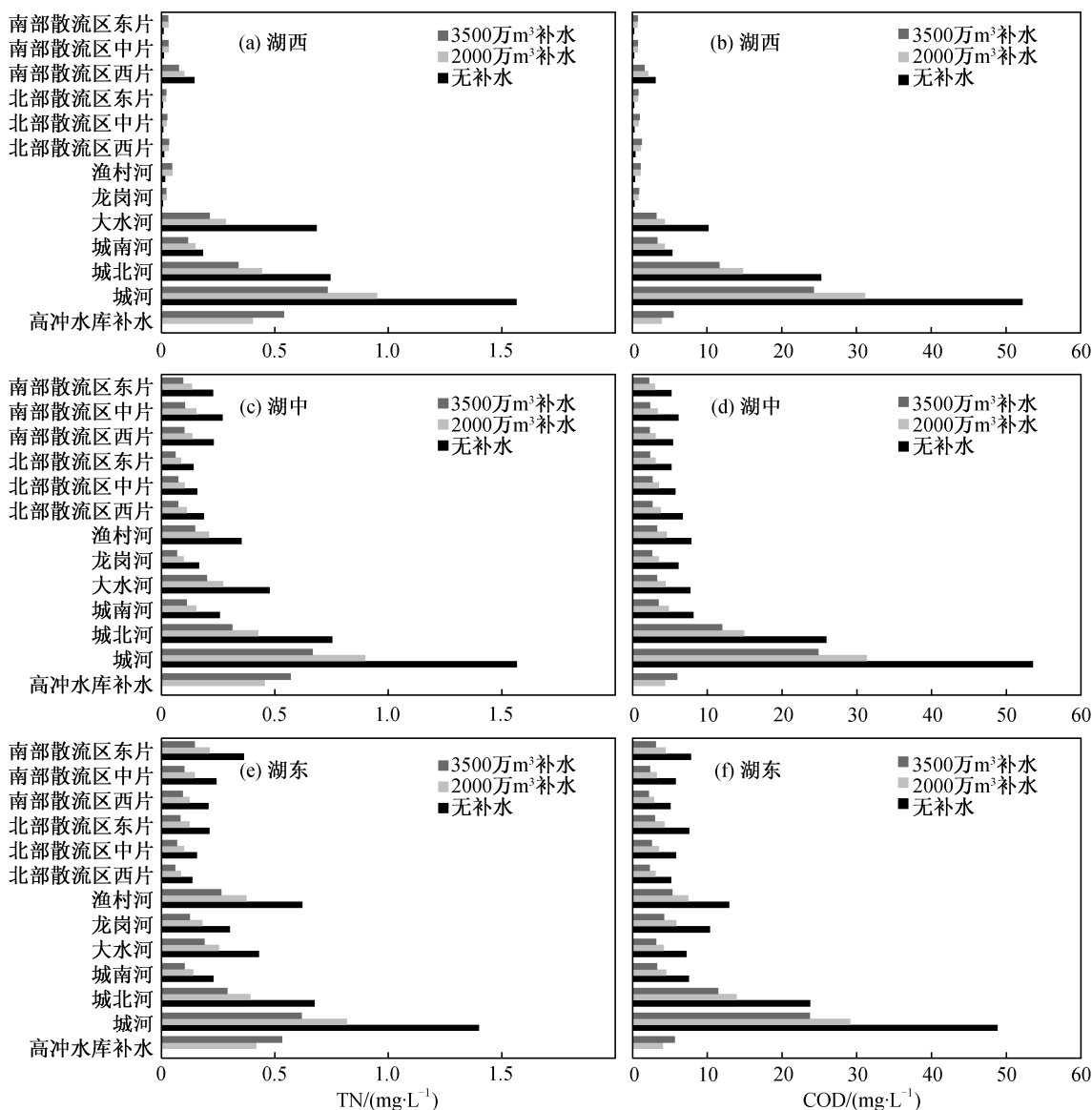
Fig. 3 Mean water quality values of three monitoring stations and average of the whole lake under different water diversion scenarios

度解译。例如,模型显示补水后某点位的 COD 降低 20 mg/L,但是不能理解成补水之后就一定会改善 20 mg/L,具体的改善数值要结合实际的水文、气象以及污染负荷时空分布做进一步分析。

### 3.3 不同补水情景下的源解析结果分析

由于补水工程改变了湖体的水动力条件,因而在补水条件下,不同污染源的贡献是不同的,需要在不同情景下进行污染源的贡献分析。如图 4 所示,对于 3 个站点,城河子流域始终是最主要的污染源,不管是 TN 还是 COD,城河在 3 个站点中所

贡献的浓度占比在 25%~55%之间。除城河子流域外,城北河子流域、城南河子流域以及大水河子流域也是主要的污染源。同时也要注意源贡献的空间异质性。在基准情景下,湖西呈现出与湖中、湖东不同的污染源贡献特征。对于湖西站点,无论是 TN 还是 COD,上述的 4 个子流域所贡献的污染物浓度已占 90%以上,但是这 4 个子流域在湖中以及湖东站点所占比例在 50%~70%之间,对于这两个站点,除去城河、城北河子流域,其余子流域污染源的贡献相对均匀,也意味着针对这两个站点的工



(a)和(b)分别为湖西站点不同情景下 TN 和 COD 污染源贡献的结果; (c)和(d)分别为湖中站点不同情景下 TN 和 COD 污染源贡献的结果; (e)和(f)分别为湖东站点不同情景下 TN 和 COD 污染源贡献的结果

图 4 3 种不同补水情景下各个站点 TN 和 COD 的污染来源

Fig. 4 Contribution of each source at each station under three different water diversion scenarios

程削减需要考虑到更多的子流域。因此,在未来的流域规划中,对于工业污染源,应集中布置在城河出县城段的大瑞城、大水村等区域以及城北河沿线,尤其是污染较严重的散户以及设施不完善的豆制品加工企业,农业污染应集中在城河松村段以及异龙湖北岸。除此之外,在上述4条主要入湖河流的河口区域,应布置湿地等措施,对来水做进一步净化。

另一方面,在无补水情景下,以水质较好的湖西站点为例,模拟期内异龙湖COD平均浓度为98 mg/L,城河流域对COD浓度的贡献超过50%。即使城河流域入湖污染负荷全部削减,该站点COD浓度仍为48 mg/L,超过V类标准。考虑到异龙湖COD的主要污染来源为畜禽养殖污染、农村生活污染以及以豆制品加工为主的工业企业污染,根据云南省环境科学研究所的调查结果,上述污染源排放的COD分别占入湖总量的28.10%, 23.35%和17.05%<sup>①</sup>,农业农村污染物在短期内削减难度较大,因此仅靠单纯的污染物削减或控制措施,很难在短期内实现水质达标。因此,外流域生态补水是必要的,可以增加清水入湖量,短期内提高湖泊运行水位,改善湖泊水动力条件,达到增大水环境容量的目的。根据模型模拟分析结果,建议每年至少保障补水水量3500万m<sup>3</sup>,补水水质必须稳定保持现状以上,即COD≤10 mg/L, TN≤1.2 mg/L。

### 3.4 精准治污的工程评估

对于TN和TP,负荷与水质之间的响应只存在比较弱的非线性关系。同时,考虑工程效果的快速评估,线性假设也有助于较准确地进行定量描述。并且,在线性的基础上进行评估,可将得到的工程建议再纳入模型,再次考虑非线性计算。所以,后续分析将在源解析的基础上建立线性假设,即假设污染源负荷削减了某个比例,那么该污染源对某个点位的贡献也会降低相应的比例。需要注意的是,对污染源削减效果的评估离不开补水的情景,在不同的补水情景下,污染源削减的效果会完全不同。以湖西站点的TN指标为例,在2000万m<sup>3</sup>补水情景下,如果没有实施任何工程削减,仅补水就可以降低湖西站点0.84 mg/L的TN,此时如果完全削减城河子流域负荷,可改善湖西站点0.95 mg/L的TN。在3500万m<sup>3</sup>补水情景下,如果没有实施任何工程削

减,仅补水就可以降低湖西站点1.16 mg/L的TN,此时如果完全削减城河子流域负荷,可改善湖西站点0.73 mg/L的TN。

对于一项具体工程的评估,需要首先估计其对相应子流域污染负荷削减的情况。例如,在《异龙湖三年水体达标行动方案》中,计划实施某豆制品加工废水处理扩建工程。该项工程是行动方案中的重要工程之一,处理能力计划从原来的800 m<sup>3</sup>/d增加到1200 m<sup>3</sup>/d,污水处理出水水质达到一级B标。该工程位于城河子流域,预计对城河COD负荷削减量为264.18 t/a。根据模型估算,城河COD负荷约为981 t/a,因此该项工程实施之后,在补水2000万m<sup>3</sup>的情况下对湖西站点COD的改善为0.265 mg/L,在补水3500万m<sup>3</sup>的情况下对湖西站点COD的改善为0.197 mg/L。同理,从《异龙湖三年水体达标行动方案》制订过程中获得储备项目清单共44项,并评估了每一项目与水质改善的对应关系。结果发现,其中的17项工程实施后,实际上对水质的改善几乎没有起作用,而27项工程中,有7项对水质的改善特别显著。经过评估,显著减少了项目预算,并且,由于得到了每一个项目对水质的改善情况,可以据此对其他项目做进一步筛选和安排,在不同的达标要求下,根据对水质贡献的优先度进行排序。

## 4 结论

精准治污是将流域污染控制的视角从工程自身转变到湖泊水质改善效果上,以基于机理的水动力-水质模型为内核,结合数值源解析技术,将不同工程措施产生的湖泊水质改善水平定量化,从而预判实施特定的工程措施是否能够产生期待的水质改善效果。

本研究对异龙湖的水质达标方案进行案例分析,得出不同补水情景下的水质改善情况以及各个污染源的贡献情况,讨论了各个情景下对于结果的解译方式以及污染源削减设计。结果显示,在无补水情况下,即使污染源大幅削减也很难保证水质达标。相比基线情景,2000万m<sup>3</sup>及3500万m<sup>3</sup>补水对3个站点的水质改善都比较明显。实际情况下,补水与污染源削减同时进行,污染源削减的评价也要依赖于具体的补水情景,但无论在哪一种补水情景

<sup>①</sup> 红河州异龙湖水体达标方案. 云南省环境科学研究所, 2016

的哪个站点,城河以及城北河子流域都是需要重点考虑的对象。此外,不同站点的水质改善也需要不同的削减策略,湖中以及湖东站点的水质达标就需要全面地考虑各个子流域的污染源控制。

本研究还针对不同类型的污染源提出了具体的工程布局建议,并结合某豆制品加工废水处理扩建工程开展局地的工程评估。总之,精准治污及其方法可以量化地提供工程措施以及水质达标方案的决策建议,并且将工程措施直接与水质改善相联系,在未来流域污染负荷削减方案制订以及工程削减评价中均有广泛的应用前景。

### 参考文献

- [1] 中华人民共和国水利部. 中国水资源公报. 北京: 水利水电出版社, 2014
- [2] 蓝红林. 云南高原湖泊的治理与保护初探. 云南环境科学, 2001, 20(4): 26-28
- [3] 王之晖, 宋乾武, 冯昊, 等. 欧盟最佳可行技术(BAT)实施经验及其启示. 环境工程技术学报, 2013, 3(3): 266-271
- [4] 孟伟, 王海燕, 王业耀. 流域水质目标管理技术研究(IV)——控制单元的水污染物排放限值与削减技术评估. 环境科学研究, 2008, 21(2): 1-9
- [5] Larsen T A, Hoffmann S, Lüthi C, et al. Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. *Science*, 2016, 352: 928-933
- [6] Pahl-Wostl C, Jeffrey P, Isendahl N, et al. Maturing the new water management paradigm: progressing from aspiration to practice. *Water Resources Management*, 2011, 25(3): 837-856
- [7] Marlow D R, Moglia M, Cook S, et al. Towards sustainable urban water management: a critical reassessment. *Water Research*, 2013, 47(20): 7150-7161
- [8] Bucknall J, Damania R, Rao H. Good governance for good water management // *Environment matters at the World Bank: 2006 annual review*. Nairobi: World Bank, 2006: 20-23
- [9] 邹锐, 周璟, 刘永, 等. 面向对象的湖泊污染控制智能工程设计方法. 环境科学, 2013, 34(3): 892-899
- [10] Schauser I, Lewandowski J, Hupfer M. Decision support for the selection of an appropriate in-lake measure to influence the phosphorus retention in sediments. *Water Research*, 2003, 37(4): 801-812
- [11] Kaafarani H M A, Kaufman D, Reda D, et al. Modeling and analysis of management for an agroecosystem using an agent-based model interface for the soil and water assessment tool (SWAT). *Dissertations & Theses-Gradworks*, 2014, 102(4): 257-270
- [12] 董菲菲, 刘永. 流域水质管理模拟-优化模型研究进展[J/OL]. 中国科技论文在线, 2013: <http://www.paper.edu.cn/releasepaper/content/201309-372>
- [13] Rui Z, John R, Yong L, et al. Enhanced nonlinearity interval mapping scheme for high-performance simulation-optimization of watershed-scale BMP placement. *Water Resources Research*, 2015, 51(3): 1831-1845
- [14] 邹锐, 苏晗, 陈岩, 等. 流域污染负荷-水质响应的时空数值源解析方法研究. 中国环境科学, 2016, 36(12): 3639-3649
- [15] 颜小品. 典型高原湖泊富营养化驱动因子识别与比较研究[D]. 北京: 北京大学, 2013
- [16] 崔保山, 翟红娟. 高原湿地功能退化的表征及其恢复中的生态需水量. 科学通报, 2006, 51(增刊 2): 106-113
- [17] 任凌霄, 王沛芳, 王超, 等. “引江济太”过程中长江-望虞河-贡湖氮、磷输入特征研究. 环境工程学报, 2015, 9(3): 1201-1208
- [18] Hamrick J M. A three-dimensional environmental fluid dynamics computer code: theoretical and computational aspects: special report in applied marine science and ocean engineering no. 317. Virginia: Virginia Institute of Marine Science, 1992
- [19] Hamrick J M. User's manual for the environmental fluid dynamics computer code: special report in applied marine science and ocean engineering no. 331. Virginia: Virginia Institute of Marine Science/School of Marine Science, The College of William and Mary, 1996
- [20] Seigneur C, Tesche T W, Roth P M, et al. Sensitivity of a complex urban air quality model to input data. *Journal of Applied Meteorology*, 1981, 20: 1020-1040