
学号 200531120011

密级

武汉大学本科毕业论文

基于 RCA 模型的东湖水质变化研究

院（系）名 称：资源与环境科学学院

专 业 名 称 ：资源环境与城乡规划管理

学 生 姓 名 ：王哲成

指 导 教 师 ：张万顺 教授

二〇〇九年五月

BACHELOR'S DEGREE THESIS
OF WUHAN UNIVERSITY

The Research on Changes of Water
Quality in East Lake Based on
Row-Column AESOP Model

College : School of Resource and Environmental Science
Subject : Resources Environment and the Management
of Urban and Rural Planning
Name : Wang Zhecheng
Directed by : Zhang Wanshun Professor

May 2009

郑重声明

本人呈交的学位论文，是在导师的指导下，独立进行研究工作所取得的成果，所有数据、图片资料真实可靠。尽我所知，除文中已经注明引用的内容外，本学位论文的研究成果不包含他人享有著作权的内容。对本论文所涉及的研究工作做出贡献的其他个人和集体，均已在文中以明确的方式标明。本学位论文的知识产权归属于培养单位。

本人签名：_____

日期：_____

摘 要

本文基于 RCA (Row-Column AESOP) 模型, 以湖泊水体污染控制和水质改善为目的, 以东湖为典型研究区域, 建立了东湖水质模型, 对东湖水质变化进行数值模拟和结果分析。本文的主要内容和结论如下:

1. 基于 RCA 模型, 建立了东湖水质模型。模型包括湖泊三维水动力学模型、水质模型和底泥通量模型。其中水质模型包括浮游植物净生长动力模型, 氮循环、磷循环、溶解氧平衡等子模型。
2. 对研究区域进行曲线正交网格划分; 采用 2006 年东湖实测数据, 对水质模型进行参数率定和参数验证, 结果表明 RCA 模型模拟结果与实测数据吻合良好, 适用于东湖水质变化的模拟研究。
3. 利用已建立的东湖水质模型, 模拟截除点源措施对东湖水质和水生态的影响, 分析了截污措施对东湖水质改善的效果。

关键词: 水质模型; 湖泊富营养化模型; Row-Column AESOP; 东湖

ABSTRACT

Based on the Row-Column AESOP model, the water quality model is developed for water pollution controlling and water quality improvement in East Lake. The main contents of this article are summarized as follows:

1. Based on the RCA model, the East Lake water quality model has been developed. This model includes: Three-Dimensional kinetics model, a water quality model and the sediment flux model. The water quality model includes the phytoplankton growth kinetics model, the nitrogen cycling, the phosphorus cycling and dissolved oxygen balance sub-model.

2. The orthogonal grid for the research area is created. Using the measured data in 2006, the parameters of the model are calibrated and the feasibility of this model is veriflicated. The result showed that the RCA model is suitable for the research on the water quality in East Lake.

3. With the East Lake water quality model, the project of point source sewage interception is simulated. And the results of the project's influence on water quality and ecology in East Lake are analyzed.

Key words: Water quality model; Eutrophication; RCA; Row-Column AESOP; East Lake;

目录

摘 要.....	I
ABSTRACT.....	II
第一章 绪论.....	1
1.1 问题提出	1
1.2 研究内容和意义	2
第二章 水质模型研究进展.....	4
2.1 水质模型发展阶段	4
2.2 国内外常用水质模型	5
2.3 水质模型应用现状	7
2.4 水质模型发展趋势	8
2.5 RCA水质模型及其应用	10
第三章 模型理论基础.....	12
3.1 三维水动力模型	12
3.2 水质模型	12
3.2.1 质量守恒方程	13
3.2.2 营养物质循环	14
3.3 底泥沉降模型	16
3.4 边界及初始条件.....	18
3.5 模型的求解	19
第四章 东湖水质模拟研究.....	21
4.1 研究区域概况	21
4.1.1 自然条件	21
4.1.2 社会经济	22
4.1.3 污染现状	23
4.2 网格划分	24
4.3 模型的检验	25
4.4 东湖水质分析	28
4.4.1 东湖水质总体评价	28
4.4.2 截除点源控污措施对东湖水质和水生态的影响分析	30

第五章 结论与展望.....	33
参考文献.....	34
致谢	36

第一章 绪论

1.1 问题提出

饮水是人类最基本的需求，从经济的发展，到人类的生存，都离不开可饮用水源的支持。地球上 79%的面积被水覆盖，但可供饮用的水资源却是少之又少。水资源是一种不可替代的自然资源，然而，随着人类的进步和经济的发展、人类活动的日渐频繁，地球上水环境状况受到严重威胁，本已经稀缺的饮用水又遭受到人类开发、污染的威胁。在人类活动中，工业生产过程排放出的废水、污水和废液等工业废水；人们日常生活中排出的生活污水；农田由于大量使用农药和化肥的农田排水等污染物被排入水体，在水体中的含量超过了水体的自净能力时，就改变了水体原有物理、化学性质，使水体使用价值降低或丧失，如若继续使用，就会产生破坏生态环境或危害人体健康的后果。

其主要污染物可分为三类：一是营养元素，如碳、氮、磷等的过量而引起水污染和水体富营养化。二是有毒重金属元素及其化合物在水体中的含量超过水体承载力对水体产生污染。三是有毒有机物的污染，主要指具有生物毒性的有机污染物质，它们不仅对生物和人类具有明显的毒性，引起急、慢性中毒，还会产生更为严重的如癌症等潜在的毒效。

中国正面临严重的水污染问题。中国是全球人均水资源最贫乏的国家之一，而就在这样一个国家，水污染事件频发、水污染物排放量居高不下，越来越多的江河湖泊成了工厂倾倒入有毒废水的下水道，导致中国水污染现状严峻。太湖水污染事件、松花江水污染事件等，中国有一半的城市地下水污染情况严重，一些地区甚至出现了“有河皆干、有水皆污”的现象。

水污染问题不仅造成巨大的经济损失，更直接危害到我们的饮水安全。据世界卫生组织调查显示：全世界八成的疾病是由饮用受污染的水造成。中国有三亿多农村人口饮水不达标，其中水污染造成高达九千多万人饮用水不安全^[8]。

湖北素称“千湖之省”，而武汉雅称“百湖之市”，是江河湖泊养育了武汉人。然而随着近年来城市发展开发的力度不断加大，城市人口的快速增长，城市湖泊陷入了十分难堪的地步：湖泊数量锐减；水面面积急剧缩小，湖泊水质急剧下降。东湖是武汉市重要的旅游资源和饮用水源。然而，从 20 世纪 70 年代中后期开始，

东湖生态环境遭到严重破坏，每到夏季，湖面异味难闻，水藻疯狂生长，东湖水质危机重重^[20]。

一份来自中科院水生所的专家调查报告显示：东湖周边 19 个排污口每天将 27 万吨生产废水、生活污水直泻湖中，致使东湖大部分水仅适用于工业用水，而东湖边 15 万居民就喝着这样的水。污染每年造成 323 吨氮和 68 吨磷累积于湖体中，使得水体严重富营养化。28 种鱼类从东湖消失、83 种水生物一去不返。专家警告：东湖生态面临消亡的厄运，东湖水质问题迫在眉睫^[20]。

建立一个实用的水质模型一般需五个步骤：1. 资料的收集和实验设计：包括建模所必须的同步水文、水力、水质、气象等资料和所涉及的反应动力学常数，否则要现场监测和实验获取。2. 确定模型的结构：包括建立或选择模型的结构并进行平衡性、稳定性和灵敏性考察。3. 确定模型的参数（常数）并使其代入模型后能较好地重现一组观测数据，称为率定模型。4. 模型的检验：检查率定好的模型的计算值同另一组观测值的拟合度，衡量模型的预测能力。5. 应用：衡量模型能否满足建模目的。

由于污染物特别是有毒有机物等污染扩散的复杂性，利用适当的数学模型对其进行分析是较为合适的方法。本次研究选择利用 RCA 水质模型，根据部分实测记录作为数据，对东湖水域的水质变化进行研究预测。

1.2 研究内容和意义

在传统的研究水质变化的工作中，水质的检测和预测都是以实地采集实验和人工分析为主要手段，在如今经济发展对地学研究的要求不断提升的情况下，传统方法在准确性、时效性、经济性方面逐渐不能满足于社会的发展，且其使用对象也比较单一，只能应用于特定的目标区域的水体。而数据的分析也都是以相对定性的形式进行，不可避免的产生一些人工随意性，使得最终的预测成果的科学性上打上折扣。

随着水质模型的出现和发展，水质变化的研究获得质的飞跃，水质研究逐渐由实验分析向数学模型分析转化。水质模型是水体中污染物随时间和空间迁移转化规律的描述，是一个用于描述物质在水环境中的混合、迁移过程的数学方程，即描述水体中污染物与时间、空间的定量关系。它既是水环境科学研究的内容之一，又是水环境研究的重要工具。它的研究涉及到水环境科学的许多基本理论问题和

水污染控制的许多实际问题，它的发展在很大程度上取决于污染物在水环境中的迁移、转化和归宿研究的不断深入，以及数学手段在水环境研究中应用程度的不断提高^[17]。

水质模型的出现为水质研究提供了一个应用较为自由、普遍的研究工具和平台。虽然由于现实情况的复杂性，还不能得到一个放之四海而皆准的模型，但是通过细致的研究，选择相应的模型并做出必要调整，利用计算机技术的高效准确，可以得到较好的效果，避免了传统分析中人的随意性对实验结果的影响。由于水质模型的逐步完善，其经济性、准确性、灵活性都得到了广泛的认可，为现今的水质研究提供了科学的依据。

作为我国最大的城中湖，东湖不仅是武汉市重要的旅游资源，更是武汉市城市生态系统的重要组成部分。随着东湖水环境问题，特别是富营养化问题日趋严重，其水环境管理和水质改善成为社会关注的焦点。水质模型是水环境研究的重要工具。本文利用 RCA 水质模型，对东湖水质变化进行数值模拟，根据模拟结果为东湖水体污染控制和水质改善提出建议，具有科学的实际的参考意义。

本文讨论了 RCA 模型的基本原理，用定量的方法对 RCA 模型在东湖水质变化应用中的准确性进行了评价。利用一组实测数据对模型进行参数率定，建立东湖水质变化的模型。然后在 2005 年东湖水文数据的基础上，通过 ECOMSED 模型对东湖水动力的模拟结果，计算 2006 年东湖的水质情况得出一年的水质情况模拟。最后将其与 2006 年已知的实测数据进行对比，计算其误差范围，得出 RCA 模型在东湖水质变化研究中应用的可行性和准确性。

第二章 水质模型研究进展

2.1 水质模型发展阶段

水质模型的形成和发展已经历了半个多世纪,大致可分为以下几个发展阶段^[1]。

第一阶段(1925-1960)。

1925~1960 年为水质模型发展的第一阶段(基础阶段)。在这一阶段中,水质模型的研究处于最初时期,Streeter 和 Phelps 共同研究并提出了第一个水质模型,后来科学家在其基础上成功地运用 BOD—DO 模型于水质预测等方面^[9]。

第二阶段(1960-1965)。

从 1960—1965 年,在 S—P 模型的基础上有了新的发展。将其用于比较复杂的系统。引进了空间变量、物理的、动力学系数。温度作为状态变量也引入到一维河流和水库模型,水库(湖泊)模型同时考虑了空气河水表面的热交换。水力学方程、平流扩散方程作为水质迁移过程的基本描述而被用于水质模型。第一个简单的模型(一维的稳态模型)开始在水质管理中应用。

第三阶段(1965-1970)。

不连续的一维模型扩展到包括其他来源和丢失源是在第三阶段即 1965-1970 年期间进行研究,其他来源和丢失源包括氮化物耗氧(NOD)、光合作用、藻类的呼吸以及城建、再悬浮等等。一维的网络系统被用于描述两维的垂直混合体系。计算机的成功应用使水质数学模型的研究有了突破性的发展。

第四阶段(1970-1975)。

在 1970~1975 年期间,水质数学模型已发展到变成相互作用的线性化体系。生态水质模型的研究处于初级阶段,特别是初级生产率的动力学研究被发展了,其他较高水平的模型亦相继地被应用了。有限元模型用于两维体系,有限差分技术亦应用于水质模型的计算,更高维数的模型不断地被发展,关键问题是在进行水质模型研究中需要足够的数据。

第五阶段(1975 至今)。

在最近几十年中,科学家的注意力逐渐地移到改善模型的可靠性和评价能力的研究。随着改进的二维、三维河流、河口和湖泊(水库)模型的发展,水力学和水质间的偶合越来越引起科学研究工作者的重视。水生生态系统的复杂性是许多生物问题的一个重要课题。水质模型的研究由单一组分的模型向较综合的模型发展,在该阶段中,水库、湖泊的富营养化模型研究已取得了可喜的进步。目前,包括各种变量的更综合的水质模型正在研究中,三维的和二维的水质模型仍处于发展阶段。

2.2 国内外常用水质模型

水质模型从空间层次上可分为一维、二维和三维模型。下面按照模型的空间层次分类介绍几种目前应用较为广泛的水质模型。

1. 一维模型

这是最常用的水质模型,主要有 QUALII、BLTM、O-TIS/OTEQ、WASP、MIKE11、CE-QUAL-R1、CE-QUAL-RIV1、SNTMP、德国的 SIMUCIV 模型等^[2]。

1984 年,美国国家环保局(USEPA)开发的一个成熟模型 QUALII 是一维稳态模型,刚来模拟分支河网的富营养化过程。它研究的水质组分(状态变量)包括水温、细菌、氮化合物、磷化合物、DO、BOD、藻类以及用户自定义的 1 种可溶解物质和 3 种不溶解物质。这个模型现在已有 WINDOWS 界面,并被纳入 BASINS 模型系统。这个模型在模拟稳态流和稳定负荷输入的河流时相当成功^[8]。

另外,USEPA 开发了另一个成熟模型 WASP,简称黄蜂模型。它能模拟几个底泥层和 2 个水体层,它实际上是准二维模拟,但它的水动力模型是一维的。通过 EUTRO 和 TOXI 这 2 个模块,它能广泛模拟各种水质组分(状态变量),如水温、盐度、细菌、氮化合物、磷化合物、DO、BOD、藻类、硅土、底泥、示踪剂、杀虫剂、有机物以及用户自定义的物质。WASP5 以前的版本都为 DOS 程序,而 WASP6 则发展为 WINDOWS 程序。以前版本的 WASP 采用显式差分算法,目前美国国家环保局已开发出了采用隐式差分算法的 WASP7.0 版本^[6]。

美国地质调查局(USGS)开发了分支拉格朗日输移模型 BLTM。该模型的不足是没有模拟水动力情况,水动力条件要由其它模型提供。这个模型包括 QUAL II 所含全部的水质变化过程,而且是时变的。美国地质调查局正计划将这个模型加入到 MMS(the Modular Modeling System)模型系统中去,MMS 将为它提供很好的用户图

形界面^[17]。

另外, USGS 开发了带有内部调蓄节点的一维输移模型 OTIS/OTEQ, 模型可以模拟河流的调蓄作用, 但模型只研究用户自定义水质组分, 它用得最多的是模拟示踪剂试验, 还提供了参数优化器。OTEQ 研究的状态变量是痕量金属^[15]。

由丹麦水动力研究所(DHI)开发 MIKE 11, 是一维动态模型, 能用于模拟河网、河口、滩涂等多种地区的情况, 研究的变量包括水温、细菌、氮、磷、DO、BOD、藻类、水生动物、岩屑、底泥、金属以及用户自定义物质。它有很好的界面, 能处理许多不同类型的水动力条件。它研究的水质变化过程很多, 被广泛应用于世界上许多地区, 例如研究长江中部地区的洪水预报。

由美国陆军工程兵团开发的 CE-QUAL-R1。此模型与其它一维模型有所不同, 它模拟垂向水质变化, 用于模拟湖泊、水库的水质在深度方向的变化。模型包括的水质变化过程很多, 研究的状态变量包括水温、氮、磷、DO、藻类、水生动物、鱼类、硅土、硫、金属、悬浮颗粒物、可溶固体颗粒、pH 值等。模型优点是可采用 Monte-Carlo 法计算可靠度^[3]。

另一个由美国陆军工程兵团开发的模型 CE-QUAL-RIV1, 可用来模拟分支河网的水流量与水质变化。应用此模型时要考虑它处理变化大的流量和不同水质元素的能力。模型研究的水质状态变量包括水温、细菌、氮、磷、DO、BOD、藻类、金属等^[8]。模型的缺点是完全没有用户界面。

河网温度模型 SNTMP, 由 USGS 开发。用来模拟稳态流中的水温, 能高度精确和细致地模拟河流环境中的热源、热汇, 对水生生态学家和鱼类生物学家非常有用。

德国 SIMUCIV 模型, 即化学耗氧的个别追踪模型, 模型适用的状态变量为降解迟缓的污染物质, 与其它模型相比, SIMUCIV 模型考虑了二阶的降解作用, 可以应用于长河段及厌氧条件^[4]。

2. 二维模型

有限元表面水模型系统 FESWMS, 模型最初是为美国联邦高速公路管理局开发的, 用来模拟流经许多人工构筑物如堤坝、桥梁的河口和河流的水动力情况。现在由美国地质调查局(USGS)支持和发布^[2]。

由丹麦水动力研究所(DHI)开发的 MIKE 21, 是 MIKE 11 的姐妹模型, 模型可以提供多种水质变化过程, 在全世界得到了广泛应用。它是一个极优秀的模型, 可模

拟在水质预测中垂向变化常被忽略的湖泊、河口、海岸地区^[4]。

由美国资源管理协会开发的 RMA2/RMA4/SED-2D。是被美国陆军工程兵团使用的 TASB 模型系统的一部分,在 SMS(the Surfacewater Modeling System)中执行。RMA2 是有限元水动力模型,RMA4 是能模拟最多 6 个用户定义组分传输的水质模型,SED-2D 是底泥传输模型。与 FESWMS 一样,这些模型在垂向平均一致。模型的缺点是可以模拟水质变化过程种类不是很多^[2]。

由美国陆军工程兵团开发的 CE-QUAL-W2。与大部分二维模型不同,该模型是横向平均的,即它只模拟纵向和垂向。模型可用来模拟湖泊和水库,尤其是相对狭长的湖泊和分层水库,模型的水质模拟效果极佳,该模型同时也适合模拟一些具有湖泊特性的河流。模型能模拟的水质变化过程很多,所有重要富营养化和藻类动态变化过程都有。

3. 三维模型

环境流体动态代码 EFDC/HEM3D,该模型目前已由 USEPA 支持,正作为 USEPA 模型进行升级。模型的水动力部分类似于 ECOM3D 和 CH3D-WES。大部分水质变化过程包括在其姐妹模型 HEM3D 中,那些变化过程是基于 CE-QUAL-ICM 的。该模型目前的应用范围也比较广泛。

由丹麦水动力研究所(DHI)开发的模型 MIKE3^[17],与 MIKE21 类似,但该模型可以处理三维空间。与 MIKE11 和 MIKE21 一样,模型的水质变化过程很多,而且界面很友好。

由美国陆军工程兵团开发的 CE-QUAL-ICM,它能模拟一维、二维、三维。ICM 代表集成网格模型。CE-QUAL-ICM 模型不能模拟流量,所以必须从别的模型获得流量。在大部分应用中,它与美国陆军工程兵团的另一个水动力模型 CH3D(曲线水动力三维模型)合用。CE-QUAL-ICM 模型是目前世界上发展程度最高的三维模型之一^[12]。

2.3 水质模型应用现状

水质模型既是一门科学也是一种工具。它的出现和发展大大推动了人们对水质变化的认识和控制,人们已经利用水质模型在许多领域的工作中获得了成功。目前,水质模型在具体工作中有如下的应用^[1]。

1. 污染物在水环境中行为的模拟和预测

污染物在水环境中行为的模拟和预测水质模型最基本的功能是模拟和预测污染物在水环境中的行为。污染物在迁移的过程中行为非常复杂。用模型的方法有助于了解污染物的运动规律,而且省时,经济。国内外的学者在这方面做了很多工作,研究也较为成熟。

2. 水质管理规划与评价

河流水质规划的基本课题是根据河流预定的基本功能所要求的水质及河流的自净能力来确定允许排入河流的污染量。对于已经污染的河流来说,则是如何削减各污染源的污染物排放量,以最低费用且在规定时间内使河流水质达到预定目标。它是水质模型与系统工程结合,寻求最优解的过程。

3. 水环境容量计算

水环境容量为一定水体在规定的水环境目标下所能容纳的污染物最大负荷或纳污能力,研究对象是水体的自净能力。把动态水质模型和线性规划结合进行水环境容量计算,具有自动化程度高、精度高等特点。

4. 水质预警预报

水质预警是指在一定范围内,对一定时期的水质状况进行分析、评价,对水环境发生的影响变化进行监测、分析,并对其容量进行评价,通过生态环境状况和人为行为的分析,对其发生及其未来发展状况进行预测。水质预警的技术方法主要是运用计算机技术、环境科学和系统科学等理论,主要是GIS和EIS的耦合技术,尤其是利用GIS的空间数据管理功能和模型分析能力,将水环境质量、水质数学模型、水污染状况及地理信息等集合在一起,用先进的技术手段,对其进行综合分析、计算、评价,解决了传统的数据库结构缺乏空间性、不能实现空间管理和空间分析的问题,使水质信息从单一的表格、数据中走出来,以生动的图形、图像方式呈现给决策者、管理人员及研究人员。

2.4 水质模型发展趋势

目前,水质模型研究的发展趋势主要表现在以下几个方面^[5]:

1. 不确定性水质模型的研究

在湖泊富营养化研究领域,人们对富营养化机理的认识还比较肤浅,特别是缺乏对藻类生长机理和磷沉积机理等过程更深入的认识,致使富营养化数学模拟还远未达到令人满意的程度。此外,由于磷输入浓度、光照等因素实际上都是随机变

化过程,并不是确定过程,因此用确定性的微分方程模拟会产生较大的误差,而应用随机微分方程进行描述,则克服了确定性微分方程的缺点,取得了较满意的效果。

2. 水质模型与“3S”的结合

“3S”指地理信息系统 GIS、遥感系统 RS、全球定位系统 GPS。GIS 技术可把复杂多变的自然、社会变化以及变化过程以图形、图像的方式进行数字化处理。在其空间和属性库中输入河道基本数据、水文及污染源数据,利用其空间数据库采集、管理、操作和分析能力,可使水质监测与评价产生全新的面貌。通过水流水质模型计算,可得出反映水域水流、水质变化特性的断面位置,并以逼真的图像显示水域水流水质变化的空间特征、统计特性和未来趋势等。

3. 多介质环境生态综合模型

多介质环境是指与大气、水体、土壤、生物等组成的总环境体系,其中水体是核心。环境中的污染物是在多环境介质中进行分配的,而多介质环境模型可将不同环境单元内部的污染物变化过程与导致污染物跨过介质边界的过程相联系,构成了一个能描述在多介质环境中污染物转化和介质间物质迁移的表达式。由于还没有充分认识污染物在各种介质之间的迁移过程,现有的多介质环境模型在处理实际问题时只能对污染物在介质间的迁移过程作近似假设,许多参数的随机性给模型处理实际问题带来不确定性。所以,这类模型目前还只能给出一种趋势预测,而不是状态的精确预报。

4. 人工智能和水质模型的结合

目前,人工智能和水质模型的结合存在于两个方面:①利用遗传算法、模拟退火算法进行参数识别;②利用神经网络进行水流水质预测。传统的水质模型参数识别使用图解法、单纯形法、复合形法等,这些参数识别方法都存在受初始条件影响、算法过于复杂、运行效率低等特点。传统的水质数学模型具有一定的局限性,这是由于环境的水文条件具有很大的随机性,会导致模型输出的不确定性,很多反应机理还不清楚,反应过程无法用数学表述。将神经网络用于水质预测,只要有充足的采样数据,就可以利用神经网络的自学习能力来进行水质的建模和预测,这种方法考虑的因素较少,并且结果准确,适用范围很广。

5. 地下水与地表水转换的水质模型

地下水与地表水的相互作用是自然界中普遍存在的一种自然现象。联合国环

境规划(UNDP)、联合国教科文组织(UNESCO)、国际水文地质学家联合会(IAH)、国际地下水基金会(IGF)、美国环境保护局、美国地质调查局、联合国环境规划署(UNEP)等组织和机构都将地表水与地下水的相互作用作为目前研究的重要热点和前沿课题。目前的水质模拟中地下水与地表水基本上是独立的,彼此间的影响只作为一种边界条件来体现,没有作为一个相互影响的综合系统来考虑。其实,无论是从水量还是从水质来说,地下水与地表水之间都存在着转化关系。目前,在地下水与河水的耦合模型中,如何计算地下水与河水两者之间转化量是数值模拟模型的难点,如何更好地表示两者之间的转化量、确定河流的边界条件以及考虑河流以线状或面状补给将是研究的重点。

2.5 RCA水质模型及其应用

RCA 模型是 AESOP (Advanced Ecological Systems Operating Program) 的一个 Row-Column 版本,并且与水动力学模型 ECOMSED 模型直接连接。RCA 模型的对流和扩散的数据是由 ECOMSED 模型直接提供。根据资料^[6],在目前的应用中,RCA 可以与多种水动力学模型代码结合,包括 ECOM(河口,海岸和海洋模型)、EFDC(环境流体动力学模型)和流动模块 Delft3D 等。利用这些模型可以根据特定的区域、研究对象和初始条件生成一个自定制的动力学模型子程序,来模拟典型区域的污染物和水质变化。

RCA 与 AESOP 的原理不同之处在于:RCA 从水动力模型中获得平流扩散和运输的领域,而 AESOP 的运输领域是由用户指定的,这些基于运动学分析箱或经校准的示踪剂变量,例如盐度。用于富营养化的动力学框架基于由 Long Island Sound Study 开发的 ILS3.0 的富营养化模型,确定了 26 个水质指标变量。

RCA 模型支持多种输入条件,包括了点源和非点源污染物负荷的起点和传播的方式。这些污染源包括大气、河流以及海洋边界,并可以指定它们是否随着时间而改变。这种灵活性对于具体工作中的水质的管理,水质负荷的灵敏度分析,或是执行污染物负荷分配都非常有效。RCA 还可以对多年的数据进行分析模拟,得出比较精确的预测,这对于分析水体中营养盐和污染物的变化非常有用。

RCA 模型将研究区域中 26 种物质的已知浓度以网格形式输入,在水环境中的污染物迁移、转化和扩散的研究成果的基础上,通过数学模型模拟计算一定时间内的浮游植物生长循环规律、各种营养物质的迁移扩散的变化情况、溶解氧平衡

等过程，进而预测水体的水质和水生态状况，为水体控污和水质改善的工作提供科学的参考依据。RCA 模型已经广泛应用于湖泊、河流，河口和沿海生态系统的水环境研究中，可以用于模拟分析一维、二维、三维的地表水的常规水质指标、有毒有害污染物等的迁移和扩散。目前，该动力学子程序模型已经可以模拟大肠菌群，致病菌，生化需氧量/溶解氧，简单和复杂富营养化，湿地系统，和有毒有害污染物。此外，富营养化模型包括了底泥通量子模型，该子模型耦合了水柱和沉积物床，用于计算沉积的颗粒态有机物、沉积物岩化作用、以及由此产生的无机营养物和沉积物需氧量与上浮水体的动态交换。

第三章 模型理论基础

3.1 三维水动力模型

根据静水压假设、Boussinesq 假设和近似，建立三维水动力模型，基本方程如下^[7]：

连续方程：

$$\partial_t(m\zeta) + \partial_x(m_y Hu) + \partial_y(m_x Hv) + \partial_z(mw) = 0 \quad (3.1)$$

动量方程：

$$\begin{aligned} & \partial_t(mHu) + \partial_x(m_y Huu) + \partial_y(m_x Hvu) + \partial_z(mwu) - (mf + v\partial_x m_y - u\partial_y m_x)Hv \\ & = -m_y H\partial_x(g\zeta + p) - m_y(\partial_x h - z\partial_x H)\partial_z p + \partial_z(mH^{-1}A_v\partial_z u) + Q_u \end{aligned} \quad (3.2)$$

$$\begin{aligned} & \partial_t(mHv) + \partial_x(m_y Huv) + \partial_y(m_x Hvv) + \partial_z(mwv) + (mf + v\partial_x m_y - u\partial_y m_x)Hu \\ & = -m_x H\partial_y(g\zeta + p) - m_x(\partial_y h - z\partial_y H)\partial_z p + \partial_z(mH^{-1}A_v\partial_z v) + Q_v \end{aligned} \quad (3.3)$$

$$\rho = \rho(p, s, t)$$

u 、 v 、 w —边界拟合正交曲线坐标 x 、 y 、 z 方向上的速度分量；

m_x 、 m_y —度量张量对角元素的平方根， $m = m_x + m_y$ 是度量张量行列式的平方根；

A_v —垂直紊动黏滞系数；

f —科里奥利系数；

p —压力；

ρ —密度；

S —盐度；

T —温度；

Q_u 和 Q_v —动量源汇项。

3.2 水质模型

在通常情况下，水质模型模拟了基于水动力学方程的生物和各种形式营养盐的相互作用，计算各种营养物质在水体中的迁移扩散和相互转化，被浮游植物利

用而进行物质交换的过程，并将动力学应用到水体内的质量守恒方程。这个质量方程式包括了：所有的横向，侧向和垂直分量的对流流动与分散之间的混合模式环节；一个模型内部的物理，化学和生物间的水质变量的转换；以及点源，非点源，落差线和大气等各项重要水质变量的输入。

3.2.1 质量守恒方程

水质模型是建立在质量守恒方程式上的。用质量守恒定理来说明物质输入或输出水体，物质在水体中的运输，以及物质物理、化学和生物的变化。对于一个无限量的以主轴线为导向的三维坐标系，该质量守恒数学方程式为：

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} - v_i \frac{\partial C_i}{\partial y} - w_i \frac{\partial C_i}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x}(\epsilon_x \frac{\partial C_i}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(\epsilon_y \frac{\partial C_i}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(\epsilon_z \frac{\partial C_i}{\partial z}) \quad (3.4)$$

$$\pm S(x, y, z, t) \pm W(x, y, z, t)$$

式中：

C_i —水质变量浓度；

t —时间；

x 、 y 和 z —空间坐标；

u_i 、 v_i 、 w_i —相应于 x 、 y 和 z 的速度分量；

ϵ_x 、 ϵ_y ，和 ϵ_z —相应于 x 、 y 和 z 的离散（混合）系数，由潮汐密度和速度梯度决定；

$S(x, y, z, t)$ —污染源和接收器中水质变量，表现的动力学相互作用；

$W(x, y, z, t)$ —变量 C 的外部输入。

式(3.8)右边可分为两部分，从物理学意义上就是某种物质的浓度变化

外部输入的养分和含氧量不高的污染物都源自于从多种来源，包括：生活和工业污水排放，加上污水外溢，下水道污水外溢，天然地表径流和水体的水面的大气沉降。

水质成分之间的相互作用受动力学因素控制。最理想的，在一次建模中，水质成份应与其本身位置无关，虽然他们可能产生可更改位置的其他变量，如温度和光照。

3.2.2 营养物质循环

基于上述的质量守恒方程，RCA 模型提供了对四种物质的循环和一种物质平衡的模拟，分别为：氮循环、磷循环、硅循环、有机碳循环和溶解氧的平衡^[6]。

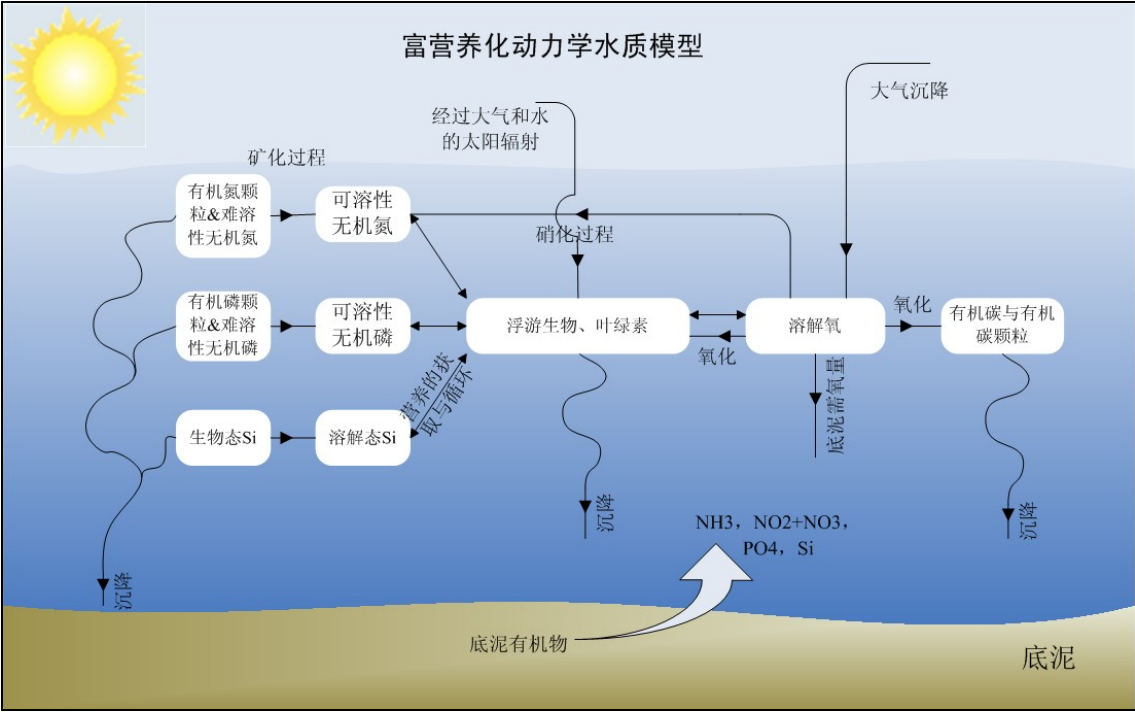


图 3.1 水质模型理论示意图

总体来说，浮游生物（主要是浮游植物）通过吸收可溶性无机盐获取生长必需的养分，而同时，这些生物通过呼吸作用、微生物水化分解等过程向水体补充无机养分。通过营养元素无机态、有机态的不断循环，影响了区域水体水质的变化^[8]。

3.2.2.1 有机碳循环

该模型中有机碳的主要存在形式有^[6]：活性有机碳颗粒(RePOC)，活性溶解态有机碳(ReDOC)，不稳定的可溶性碳(LDOS)，稳定的可溶性碳(RDOC)，活性碳微粒(LPOC)，稳定碳微粒(RPOC)以及可溶性藻类分泌物(ExDOC)。活性的，不稳定的和稳定的区分所依据的是氧化时间比例或是分解时间比例。活性的有机物分解所占时间比例为数天到一个或两个星期；不稳定有机物分解占时间比例为数星期到一个或是两个月；稳定的有机物分解为几个月到一年。活性的和不稳定的有机物分解主要是在水体中，否则会迅速沉淀。稳定的有机物分解速度很慢，几乎完全在

沉淀物中。

有机碳的主要来源是人为投放、天然径流以及这是捕食行为产生的藻类碎屑。浮游动物通过捕食、消化、呼吸和排泄将藻类碳重新分配到有机碳池中。因为浮游动物并不直接包含在模型中，因此使用经验分配系数来进行模拟。另外，代表浮游植物在光合作用过程中的分泌物 DOC 是包括在模型中的，这种藻类分泌物是活性的，并和活性 DOC 一样有一个时间常数。

3.2.2.2 氮循环

模型中主要包含了六种形式的氮：稳定的有机氮颗粒 (RPON)、不稳定的有机氮颗粒 (LPON)、稳定的可溶有机氮 (RDON)、不稳定的可溶有机氮 (LPON)、氨氮 (NH_4)、硝酸氮与亚硝酸氮 ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) [6]。

在藻类浮游生物呼吸或死亡时，部分细胞中的氮以 NH_3 的形式回到了水体中，剩余部分转化为 PON (有机氮颗粒) 和 DON (可溶性有机氮)。有机氮经过细菌的分解，最终产物为 NH_4 。 NH_4 在硝化细菌和氧气充足的条件下转化为亚硝酸盐，并随后转化成硝酸盐 (硝化过程)。所有的氮和硝酸盐又被浮游植物摄取以供细胞生长。然而，由于生理的原因，一般植物都会首先利用 NH_4 形式的氮。

3.2.2.3 磷循环

磷循环与氮循环较为类似。模型中主要包含了五种形式的磷：不稳定的可溶性有机磷 (LDOP)、稳定的可溶性有机磷 (RDOP)、不稳定的有机磷颗粒 (LPOP)、稳定的有机磷颗粒 (RPOP) 和可溶性无机磷 [6]。

浮游植物利用无机磷来进行生长，有机磷必须经过矿化或细菌分解成无机磷，然后才能被浮游植物利用。磷通过呼吸和捕食过程从各种有机和无机的形式中还原。部分磷在浮游植物呼吸和捕食时以无机的形式释放，并随时被其他的藻类细胞吸收，剩余部分以溶解的和有机颗粒形式释放。

3.2.2.4 硅循环

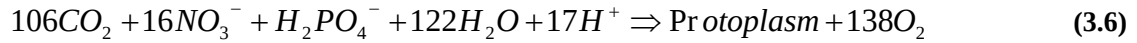
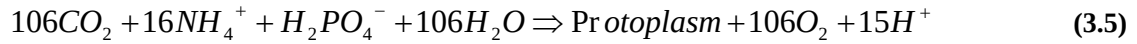
模型中定义硅的两种形式为：可利用的硅 (Si) 和生物源硅颗粒 (SiU) [6]。

可利用的硅是可溶的并且被硅藻利用在它们生长过程中的细胞结构中。不可利用的或是生物源硅颗粒是由硅藻呼吸作用和硅藻被浮游动物摄食得到的。生物

源硅颗粒经过了矿化作用后变成可利用硅或从水体中沉降到底泥。

3.2.2.5 溶解氧平衡

水中溶解氧大部分由水生植物（浮游植物）光合作用产生，其产生速率和浮游植物的生长速率成正比，大气空气流动对贫氧水体是另一溶解氧来源，可以对含氧量不足或氧气未饱和的水进行氧气补充，这种作用是受平均潮速、风、温度的影响。如上所述，植物首先利用溶解的氨氮作为氮源，而当所需的氨氮耗尽，藻类开始利用硝酸盐供给氮元素，这时光合作用会产生额外的氧气。以下 2 个化学公式分别描述了光合作用过程，假定氨或硝酸盐作为氮源的不同情况^[6]。



溶解氧的消耗主要通过水体中生物的呼吸作用、营养元素的氧化过程以及底泥对水体中溶解氧的吸收。不同水体中各种反应和过程不一，溶解氧的含量也各不相同。在各种过程的共同作用下，水中的溶解氧向最终的动态平衡趋进。

3.3 底泥沉降模型

同时水体中各种元素的沉降和底泥中的有机物的释放无机物过程完成了物质的固液态交换。底泥沉降通量子模型建立在质量守恒方程上^[6]。底泥按氧分含量分为有氧层和无氧层。其中底泥上层即有氧层标记为 1，下层无氧层标记为 2（下标为 0）：

$$H_1 \frac{dC_{T1}}{dt} = K_{L01}(f_{d1}C_{T1} - C_{d0}) + w_{12}(f_{p2}C_{T2} - f_{p1}C_{T1}) + K_{L12}(f_{d2}C_{T2}) - k_1H_1C_{T1} + J_{T1} \quad (3.7)$$

$$H_1 \frac{dC_{T2}}{dt} = -K_{L12}(f_{d2}C_{T2} - f_{d1}C) - w_{12}(f_{p2}C_{T2} - f_{p1}C_{T1}) - w_2C_{T2} - k_2H_2C_{T2} + J_{T2} \quad (3.8)$$

其中： C_{TN} ——第 N 层总浓度

f_{dN} ——在 N 层溶解部分

f_{pN} ——在 N 层的颗粒部分

C_{d0} ——溶解浓度

J_{TN} ——在 N 层中的总来源 (M/L²-T)

H_N ——N 层的深度 (L)

K_{L01} ——在 N 层和 N+1 层的水质量转移系数 (L/T)

K_{L12} ——在 1 层和 2 层的水质量转移系数 (L/T)

w_{12} ——在 1 层和 2 层之间的质点混合速度 (L/T)

w_2 ——2 层以外的沉降速度 (L/T)

K_N ——在 N 层移动过程的第一顺序衰减速率系数 (T⁻¹)

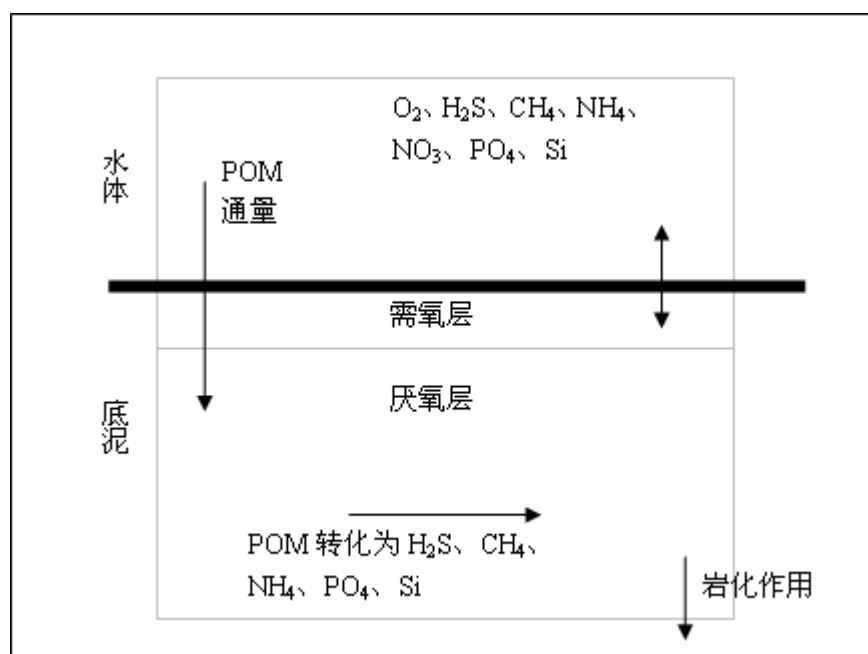


图 3.2 底泥沉降模型示意图

如式(3.3)、(3.4)及图 3.2 所示，底泥沉降物质循环是一个底泥物质与水体中各种可溶性、不可溶性营养物质相互交换的过程。各种颗粒态营养物质 (POM) 以沉降的方式输入底泥，进入无氧层，在底泥物质的复杂无氧作用下分解产生 H_2S 、 CH_4 、 NH_4 、 PO_4 、 Si 等物质。这些物质连同溶解氧等通过有氧层和水体进行相互交换，同时，另一部分物质通过岩化作用与岩石圈进行交换，脱离土壤圈和水圈。

各种物质的浓度和分布按照一定的规律随着时间的推移而改变，在各种复杂的作用下相互关联，相互影响，在不考虑突发事件等干扰情况下趋向于最终的总体动态平衡。水质模型的实质就是通过数学方法模拟了这一过程。

3.4 边界及初始条件

1. 水表面边界条件

运动学边界条件:

$$w(x, y, 1, t) = 0 \quad (3.9)$$

动力学边界条件:

$$\frac{K_v}{H} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} \Big|_{z=1} = 0 \quad (3.10)$$

$\bar{u}$ 为速度矢量。

2. 底部边界条件

运动学边界条件:

$$w(x, y, 0, t) = 0 \quad (3.11)$$

动力学边界条件:

$$\frac{K_v}{H} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} \Big|_{z=0} = \tau_b \quad (3.12)$$

$\bar{u}$ 为速度矢量。

3. 侧向边界条件

岸边水边边界条件:

$$u_{boundary}(x, y, z, t) = 0 \quad (3.13)$$

入口边界条件:

$$u_{in}(x, y, z, t) = 0 \quad (3.14)$$

$$v_{in}(x, y, z, t) = \psi_1(t) \quad (3.15)$$

出口边界条件:

$$u_{out}(x, y, z, t) = 0 \quad (3.16)$$

$$v_{out}(x, y, z, t) = \psi_2(t) \quad (3.17)$$

其中, $\psi_1(t)$ 和 $\psi_2(t)$ 是源汇流量函数。

初始条件:

$$\vec{u}(x, y, z, 0) = 0 \quad (3.18)$$

$$\zeta(x, y, 0) = \zeta_a \quad (3.19)$$

其中， $\vec{u}$ 为速度变量， ζ_a 为初始水位高程值。

3.5 模型的求解

一般情况下，通常利用水质模型中的中央差分的近似值来求解。然而，利用中央差分会对模型的求解方程引入其他问题。尤其是，使用中央差分并不保证值为正，即虽然总体质量不变，但可能会出现负浓度。中央差分也不能顺利解决由点源输入或 CS0 带来的阶梯函数或三角函数。这些“突发性”的输入条件可以生成“锯齿型”溶液浓度等等。这些特征不是解决方法的“错误”，而是由于利用中央差分去消除数值差量并不合适。因此由于上述问题，不使用中央差分法来解决该水质模型^[6]。

有限差分技术就是一种被用于解决大多数水质模型采用的方法^[9]：

$$\frac{dM_i}{dt} = C_i \frac{dV_i}{dt} + V_i \frac{dC_i}{dt} \quad (3.20)$$

$$\frac{dV_i}{dt} = \sum Q_{in} - \sum Q_{out} \quad (3.21)$$

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \sum \frac{Q_{in}}{V_i} (\alpha C_{up} + (1-\alpha)C_i) - \sum \frac{Q_{out}}{V_i} (\alpha C_i + (1-\alpha)C_{down}) + \sum \frac{R_{ij}}{V_i} (C_j - C_i) + \frac{W_i}{V_i} \pm K_i C_i \quad (3.22)$$

其中：

M_i ——物质在 i 段的质量 (kg)，

C_i ——物质在 i 段的浓度 (mg/L)，

V_i ——i 段的体积 (m³)，

T——时间，

Q_{in} ——i 段进口流速 (m³/sec)，

Q_{out} ——i 段出口流速 (m³/sec)，

α ——加权或差分因子，对于加权格式为 1，中央差分格式为 0.5，

C_{up} ——物质进入 i 段的浓度，取决于 Q_{in} ，即上游的浓度 (mg/L)，

C_{down} ——物质在下游的浓度，与 Q_{out} 有关 (mg/L)，

R_{ij} ——i 段和 j 段之间容积转换系数 (m³/sec)，

C_j ——物质在 j 段的浓度 (mg/L)，

W_i ——i 物质负荷或在来源处的投放量 (kg/day)，

K_i ——物质在 i 段的反应 (day⁻¹)。

本文使用有限差分技术对模型进行求解，浓度数值限制为正，不采用水平扩散的西格玛坐标校正。当利用正向差分法时，如保持浓度数值为正，且不产生“锯齿型”溶液，它们将对差分方程引入数值差量。对于某些特定问题，数值差量的多少可能会降低或消除在纵向或横向上的浓度梯度。为缓解这个问题，本次研究采用了分裂时间步长 Smolarkiewicz 校正（减少数值差量数量的有限差分法）来进行计算求解。

第四章 东湖水质模拟研究

4.1 研究区域概况

4.1.1 自然条件

东湖原名“沙湖”，位于武昌东北部，地处东经 $114^{\circ} 09' \sim 114^{\circ} 39'$ ，北纬 $30^{\circ} 22' \sim 30^{\circ} 41'$ ，是长江中下游一个浅水型内陆湖泊^[10]。东临武东铁路，南抵来望山、喻家山，西至珞珈山、水果湖，北邻青山，距大东门约 5 公里。东湖形似众多湖叉的倒“U”，包括东湖、沙湖和青山港所构成的东湖水系的主体，经沙湖港、青山港与沙湖、杨春湖、戴家湖等相连。它由多个子湖组成，全湖岬湾交错、湖岸曲折，大小岬湾 120 余个；面积 33km²，容积 1.24 亿立方米，平均深度 2.48 米，最大深度 4.66m，湖泊直线长度 11.5km，最大宽度 8.1km，平均宽度 2.9km，岸线全长 11.5km；南部主要由泥盆系石英砂岩、粉砂质细粒砂岩及细砾砂岩组成，湖东西岗状平原由棕黄色或黄褐色粘土、砂质粘土组成，西北部冲积、淤积平原由砂、亚粘土及淤积泥质粘土组成；东湖原为敞水湖，通过青山港与长江连接，其水位变化受湖水涨落的制约^[11]。



图 4.1 东湖地理位置

东湖地址构造为东西微偏北走向的褶皱带，由于地壳继续运动，形成闸湾交

错、湖岸曲折的特点。全湖有大小闸湾 120 多个，湖岸线长 111.5km。沿湖地形地貌复杂，东西岸为岗状平原，地势起伏；西北部为宽广的冲积平原，地势平坦；南部为剥蚀残丘，有大小山头 34 座，绵亘相连^[11]。

东湖水面辽阔，约为杭州西湖的六倍。湖岸蜿蜒曲折，随东、西、南三面的丘陵起伏，层峦叠翠，湖山相映，绮丽多姿。东湖风景区范围共 87 平方公里，依自然环境可分为听涛、磨山、落雁、白马、吹笛、珞洪六区。东湖地区优越的自然特征形成植被丰富的生态环境，有各类树木 394 种 300 余万株，其中梅花、荷花等花卉最负盛名，500 亩梅园种植梅花品种 207 个，为中国四大梅园之一，荷花品种达 300 多个，梅、荷品种之集中为全国之最，中国梅花研究中心和中国荷花研究中心均落户东湖风景区。

依托于得天独厚的水环境，东湖风景区形成了修禊的湖光山色，丰富的植被、源远流长的楚文化、别致的园中园风格等特色，东湖风景区不仅是中国最大的城中湖，还是毛泽东同志在解放后除中南海外居住时间最长的地方。东湖 1982 年被国务院列为首批国家重点风景区，每年接待中外游客 200 万人次，1999 年还被国家授予“全国文明风景旅游区示范点”，2000 年成为国家首批 AAAA 级旅游景区，2002 年又通过 ISO14001 环境管理体系认证。

4.1.2 社会经济

东湖地区与武汉市的武昌、洪山、青山三个行政区交接，人口逾百万，现有科研单位、高等院校数十家，工矿企业一百多家。工业门类较多，大型国营企业如武汉钢铁公司、武汉重型机床厂、武汉锅炉厂等均在区内。随着光谷的发展，更有光纤电缆、生物工程微电子、激光技术等一批新型科技接踵而至，并呈蓬勃发展之势，给东湖地区的经济增添了无限的活力。

东湖湖区现有六座自来水厂在东湖取水，日制水 20 多万吨，其中团山水厂为市属水厂，其余为企事业单位水厂。湖区农田约 3 万亩，以中指蔬菜、果菜、花卉为主。湖内养殖水产品以鱼类为主，年产鱼约 200 万公斤，是武汉市淡水鱼的主要生产基地之一^[10]。

东湖地区还是湖北省党政机关、众多科研院所与高等院校、文化出版机构所在地，正在发展高新科技产业，分布着不少楚文化和历史古迹。按武汉城市总体规划方案，武昌将成为政治、经济、文化、科教中心。

4.1.3 污染现状

东湖原是一个清澈见底的洁净湖泊，20 世纪 60 年代后期，因渔业发展和建设的需要，东湖逐渐被分割成九个湖区，自 1957 年武钢建青山江心泵和武丰闸，青山港用作供水渠道，东湖与长江水完全隔绝，由天然湖泊转变为人工控制的内陆水体，削弱水体的水量和热量交换，加之由于位于市区，周围有大量工业企业和密集居民点，至此每年有大量的工业废水、生活用水排入湖中，湖体受到有机好氧物以及氮、磷等营养物质的污染，湖泊富营养化日趋严重，水质每况愈下，从“草型湖泊”步入“藻型湖泊”，能见度从过去的 2 米多降至现在的不足 1 米。总之，东湖水质问题特别是水体富营养化已对人们的生产和生活带来严重影响。

据资料记载，上世纪 80 年代排入东湖的总污水量约为 20 万吨/日。上世纪 90 年代末，武汉市排水公司对沿湖 19 个主要排污口实测统计，进入东湖的污水排放量每日约 30 余万吨，已被发现的通向东湖的主要排污口已超过 27 个。

根据武汉市环境保护局东湖新技术开发区分局 2009 年 5 月最新的《2008 年武汉市东湖新技术开发区环境状况公报》^[12]：

2008 年开发区企事业单位废水排放量 1376.59 万吨，其中工业废水排放量 296.85 万吨，占废水排放总量的 21.56%；生活污水排放量 1079.74 万吨，占废水排放量的 78.44%。

开发区工业废水达标排放量为 286.52 万吨，达标率 96.52%。工业重复用水率 91.67%。重点污染企业拥有工业废水处理设施 41 台（套）。

排放的工业废水中，主要污染物排放量分别为：化学需氧量 227.7 吨，氨氮 31.67 吨。

根据《地表水环境质量标准》GB3838-2002），按功能区类别，最终以 24 项监测指标评价，东湖水质保持为劣 V 类，中度富营养状态；与 2007 年相比，水质保持稳定^[22]。

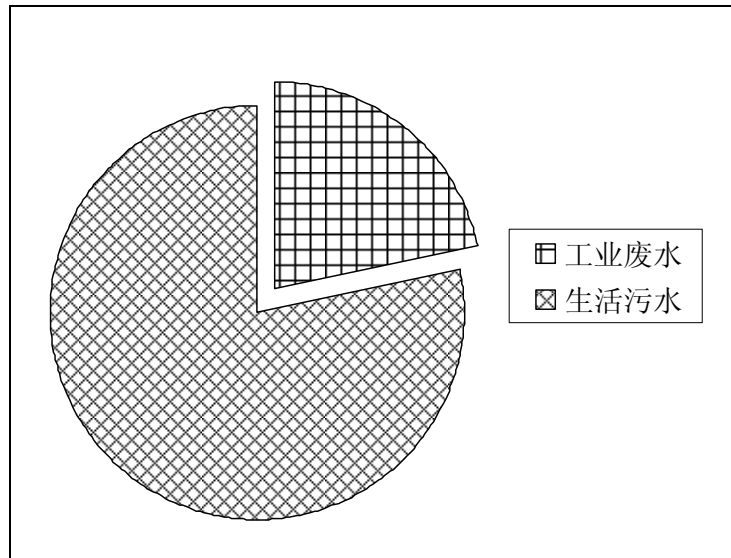


图 4.2 东湖污染来源分类

如上所述，东湖污染物主要来自于城市污水中的氮、磷。也就是说，生活污水未经处理直接排放是造成东湖水质恶化的元凶。东湖的水质问题主要体现在湖泊的富营养化上，而 RCA 模型主要模拟了浮游生物与各营养元素的相互作用，也符合本次研究的需要。

4.2 网格划分

由于正交网格具有方便自动生成、计算格式简单、计算精度高等优点，适用于本次网格划分，有利于数值计算。本次研究以武汉东湖水域作为研究区，根据东湖岬湾交错、湖岸曲折的特点，采用 2006 年东湖 1:10000 地形资料，利用 Delft3D 对研究区域进行弧线正交网格划分。本文中模型计算网格采用 47×62 的网格，垂向 5 层。

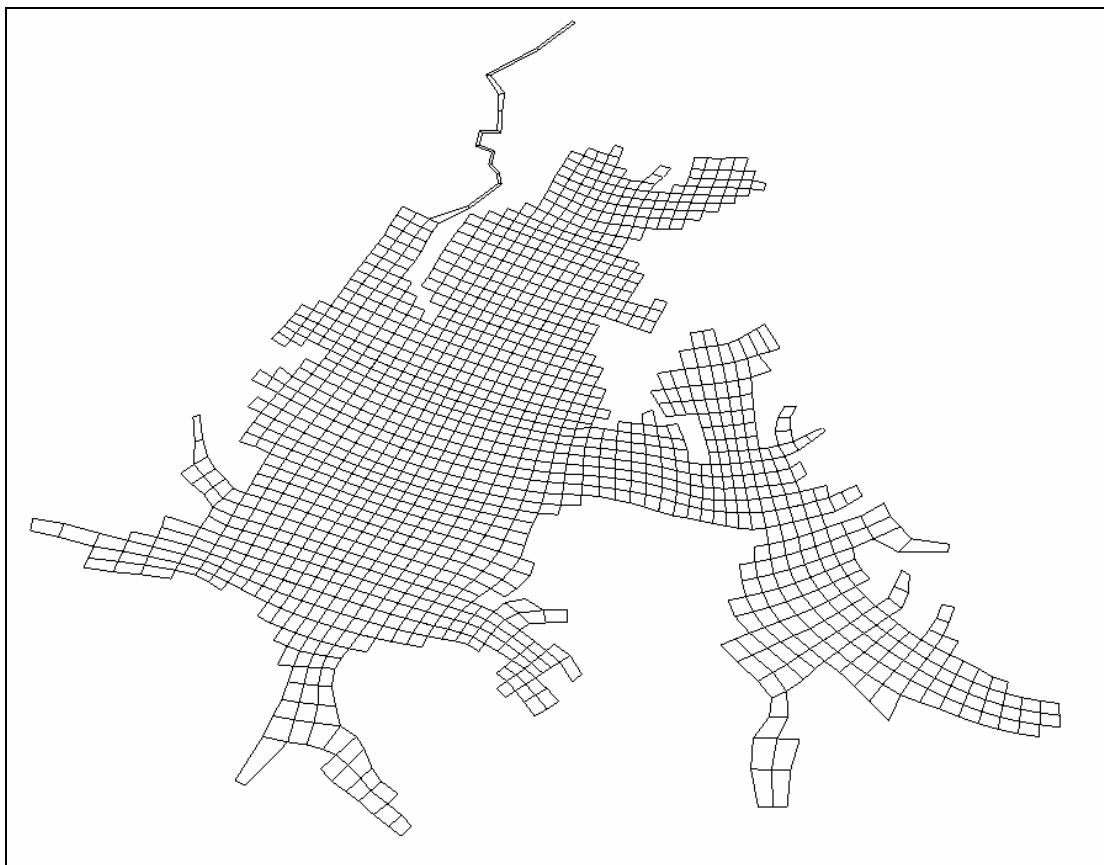


图 4.3 东湖水质模型网格图

4.3 模型的检验

采用东湖 2006 年的水质监测数据，对模型进行验证。其中东湖有五个湖区的实测数据，这五个湖区分别为：郭郑湖、水果湖、后湖、庙湖和汤菱湖。模型验证结果如图 4.4-4.23。

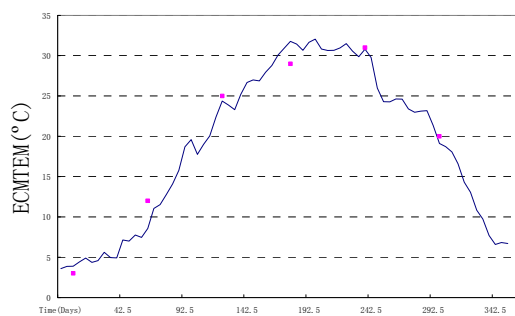


图 4.4 后湖水温验证结果



图 4.5 后湖溶解氧验证结果

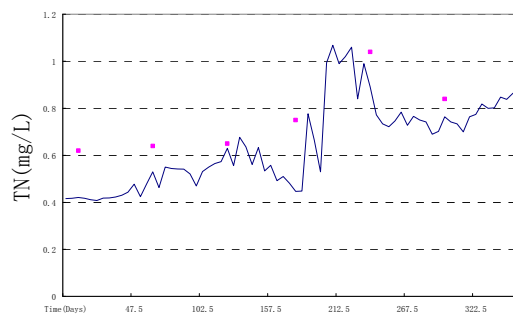


图 4.6 后湖总氮验证结果

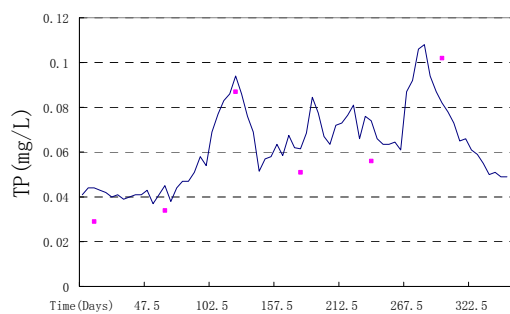


图 4.7 后湖总磷验证结果

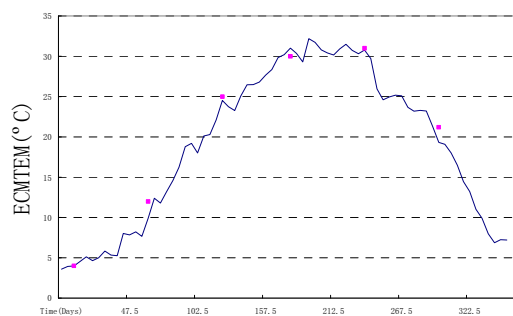


图 4.8 庙湖水温验证结果

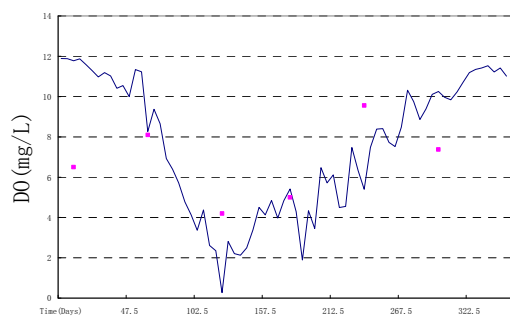


图 4.9 庙湖溶解氧验证结果

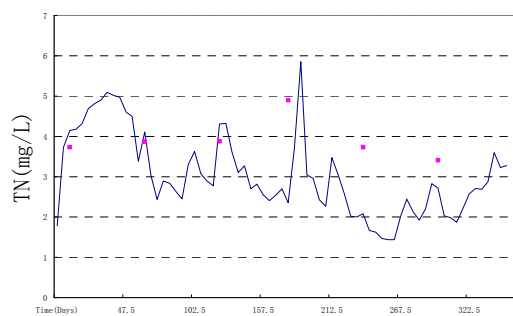


图 4.10 庙湖总氮验证结果

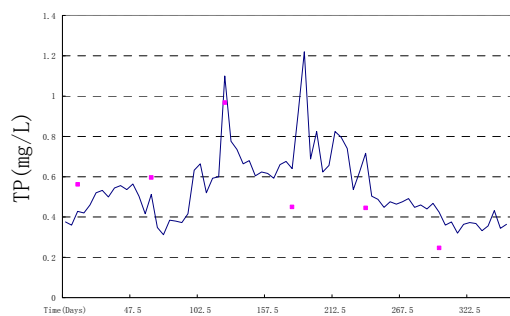


图 4.11 庙湖总磷验证结果

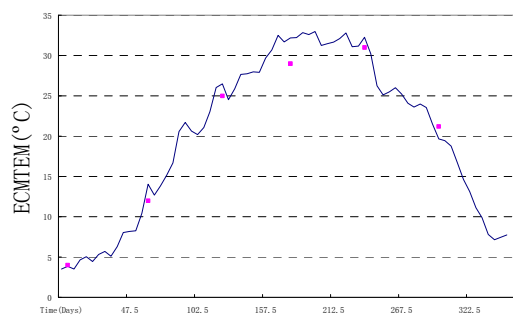


图 4.12 水果湖水温验证结果

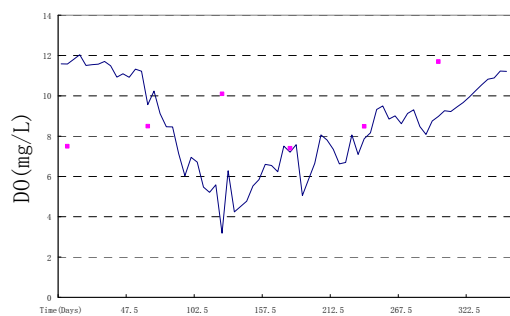


图 4.13 水果湖溶解氧验证结果

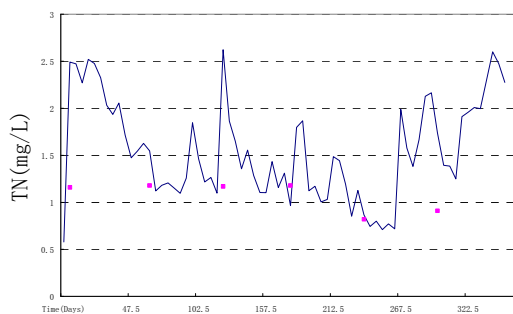


图 4.14 水果湖总氮验证结果

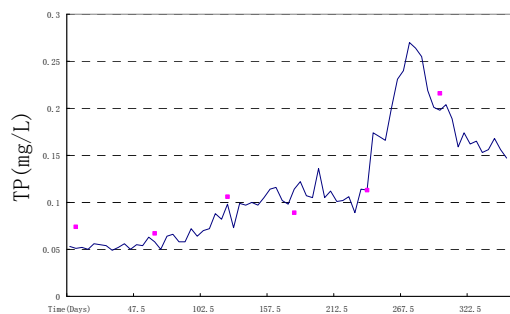


图 4.15 水果湖总磷验证结果

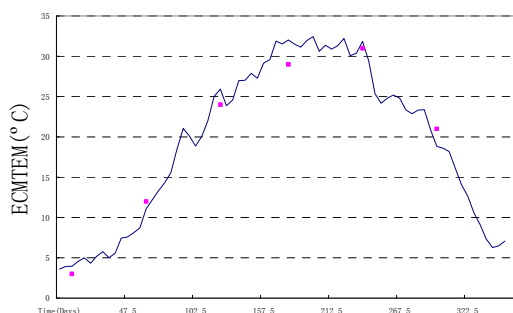


图 4.16 汤菱湖水温验证结果

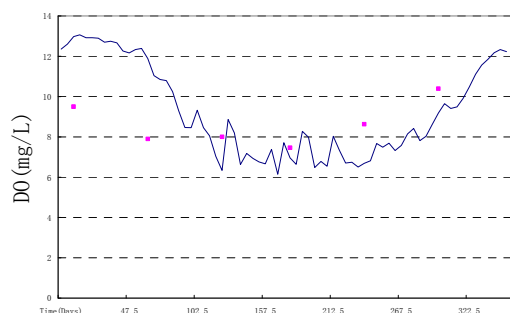


图 4.17 汤菱湖溶解氧验证结果

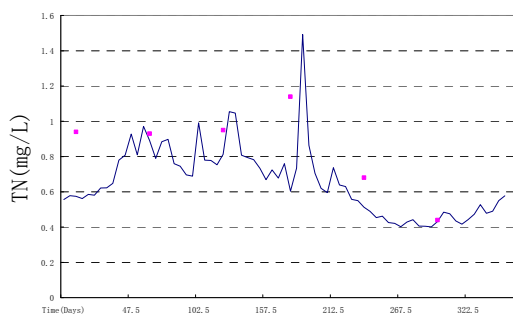


图 4.18 汤菱湖总氮验证结果

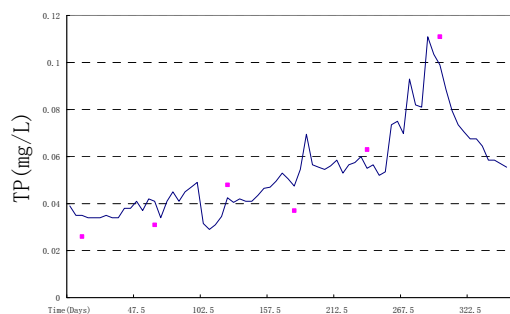


图 4.19 汤菱湖总磷验证结果

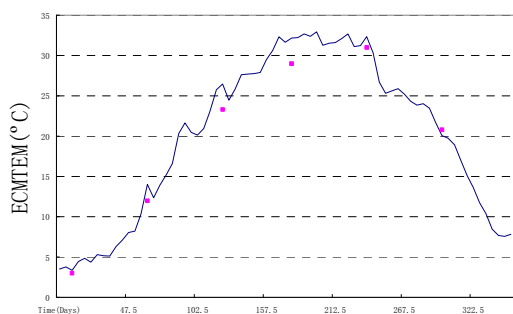


图 4.20 郭郑湖水温验证结果

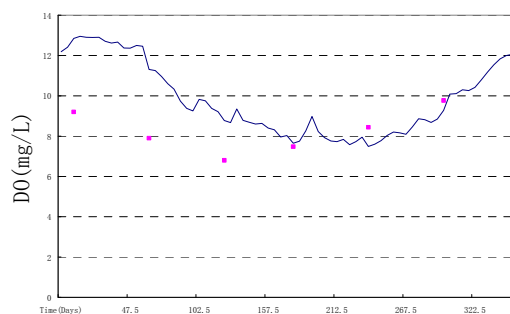


图 4.21 郭郑湖溶解氧验证结果

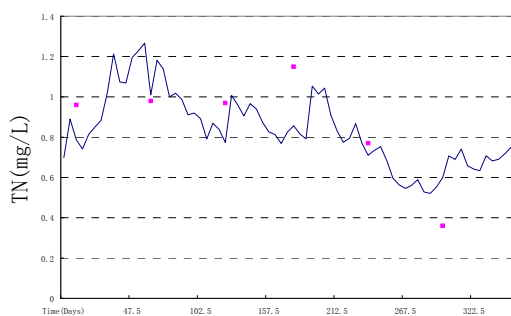


图 4.22 郭郑湖总氮验证结果

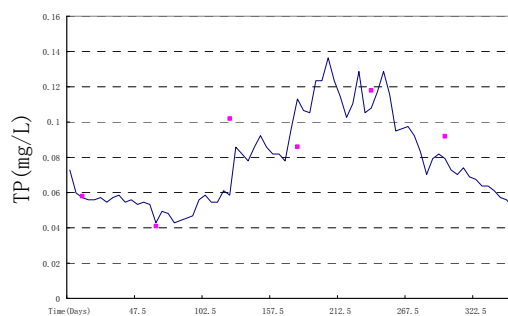


图 4.23 郭郑湖总磷验证结果

验证结果表明，利用 RCA 模型对东湖水质变化的模拟结果与实测数据拟合较好，大部分相对误差在 20%以内。排除有测量误差的情况下，有个别时间段某些实测数据项与模拟数据相差较大，但这些点的数值明显与其他实测点数值的变化趋势不符，考虑到实测过程中突发事件（例如新增点源污染，或者某污染源的关闭）的可能性，以及实际情况的复杂，这样的较少数量的误差是可以接受的。

所以，采用 RCA 水质模型对东湖水域水质变化进行模拟是合理的，模型基本上可以模拟并控制整个东湖水域的水质特征与变化，可利用模拟区域内污染物迁移降解过程和污染影响范围的预测。

4.4 东湖水质分析

利用以上建立的东湖水质模型，对东湖水域水质变化规律进行时长一年的模拟，分析主要营养物质和污染物的迁移和扩散。选取以下指标进行分析：Phyt2 和 ChlAVE（分别是晚春/夏季绿藻和平均叶绿素含量，用来模拟浮游植物的变化）、TPON 和 TDON（分别是总颗粒态有机氮和总溶解态有机氮，用以指示氮元素的变化）、DOAVE（平均溶解氧含量）、ECOMTEMP（水温）和 SKE（透明度）。

4.4.1 东湖水质总体评价

4.4.1.1 东湖水质的年内变化

东湖水质和水生态情况在一年中显示出季节性变化。从总体来看，冬季的水质水生态状况为好，夏季为最差，春秋季节次之。具体表现为：夏季水温升高；水中溶解氧含量降低；生物需氧量提高；有机碳、总磷含量有所上升；总氮含量下降；藻类数量急剧增加；水体透明度于五月达到最大，在盛夏有所下降；总体营

养化水平增加。由于数值数量级不一的关系，下图列出了其中几项重要指标。

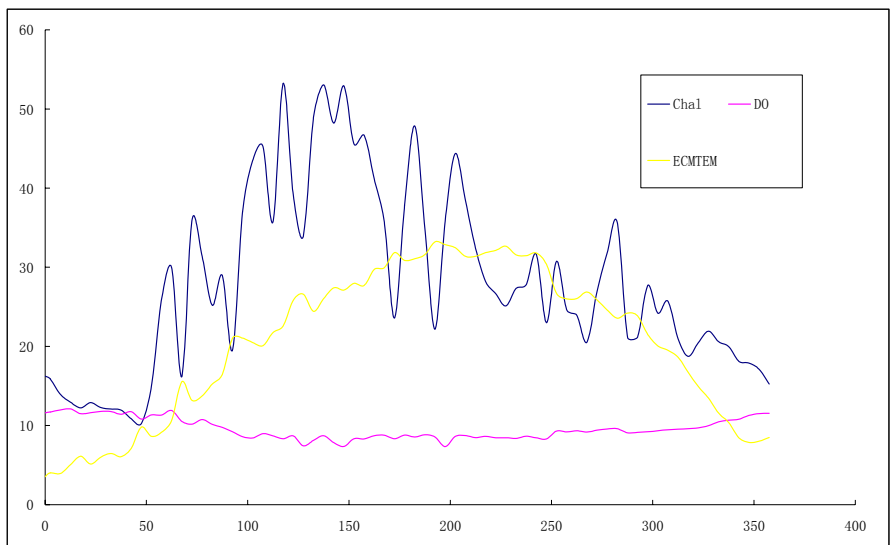


图 4.24 2007 年水果湖的叶绿素 a、溶解氧、水温模拟结果

武汉地区夏季炎热多雨，水温的升高和降水的增多无疑为湖泊浮游植物提供了良好的生长条件，加速其光合作用和呼吸作用，大量吸收营养物质。然而由于浮游植物的光合作用产生的氧气只有部分进入水体成为溶解氧，整个水体中溶解氧含量趋于降低，其他生物难以生存。同时，死亡的生物个体又增加了水体的生物需氧量并释放大量营养物质，进一步导致了氧气的减少。同时，夏季降水的增加又提高了面源污染的效率。大量的雨水冲刷，使得更多的污染物质进入水体，降低了东湖的水质水生态情况。

4.4.1.2 东湖水质的湖区间变化

不仅东湖水质水生态情况在年内有变化，各个湖区的水质水生态情况也不尽相同。总体来看，庙湖中各种污染物浓度较其他湖区为高，富营养化严重；郭郑湖与水果湖次之；而汤菱湖、后湖的水质情况为最好。下面以各湖区的夏季绿藻数量为例说明：

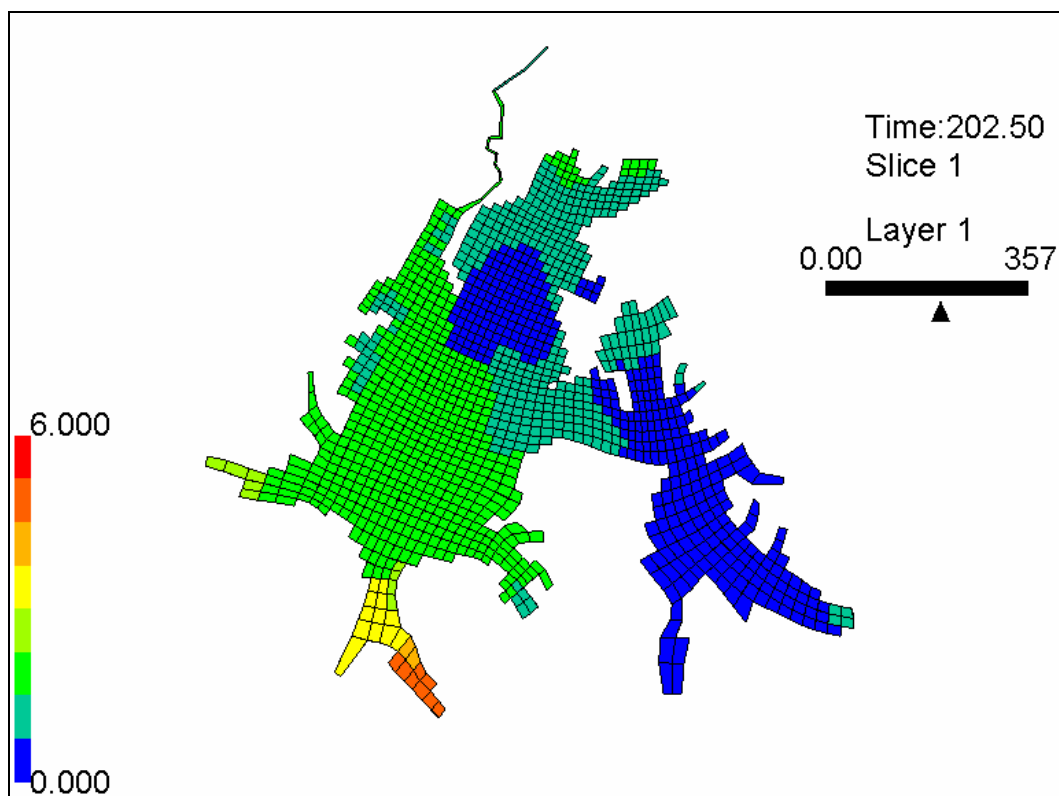


图 4.25 8 月东湖各湖区夏季绿藻浓度分布

如图 4.25 所示，8 月份为夏季藻类浓度最高的时期。通过计算得到了东湖各湖区分布，结果表明：庙湖的 Phyt2 浓度最高；其次为水果湖、汤菱湖北部以及大部分的郭郑湖的 Phyt2 浓度较低；而郭郑湖北部以及后湖整个水域，Phyt2 浓度最低，水质较好。

在一整年内，各湖区 Phyt2 含量的变化趋势相似。五湖区中属庙湖为最高，后湖最低，其间依次为水果湖、郭郑湖和汤菱湖。

4.4.2 截除点源控污措施对东湖水质和水生态的影响分析

东湖正面临严重的水体富营养化污染，随着经济的发展和人们对环境需求的提高，如何采取合理的措施加以治理和控制成了东湖水质工作的重点。利用水质模型，可以模拟控污措施实施结果，为污染治理辅助决策提供科学依据。

点源污染是水体污染的重要来源，实际水体污染控制工作中，合理的截除点源污染是重要的控污手段。下面利用以上建立的东湖水质模型来模拟截除点源污染的措施对东湖水质水生态的影响情况。下面选取各水质指标浓度较为的明显时段进行分析。

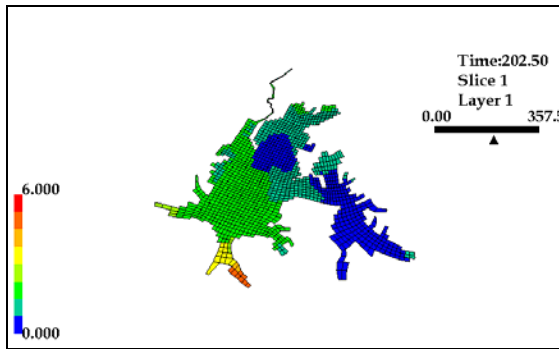


图 4.26 截污前东湖 Phty2 浓度分布

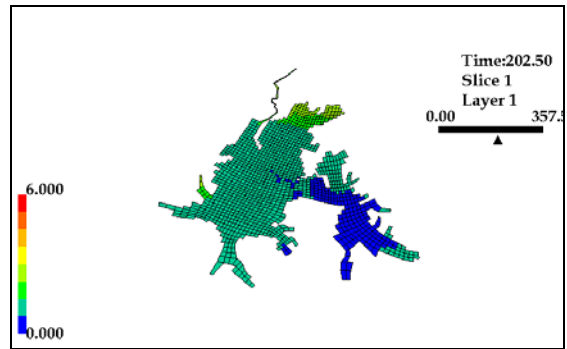


图 4.27 截污后东湖 Phty2 浓度分布

由图 4.26 和 4.27 可以看到：截污措施实施后，东湖各湖区 Phty2 浓度普遍降低，其中截污措施对庙湖的水质改善最为明显；汤菱湖和后湖的 Phty2 浓度在截污措施实施前后变化较小。

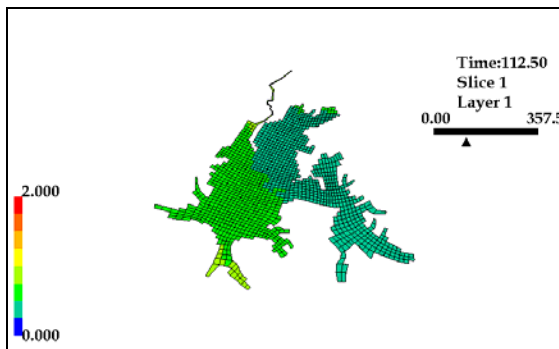


图 4.28 截污前东湖 TDON 浓度分布

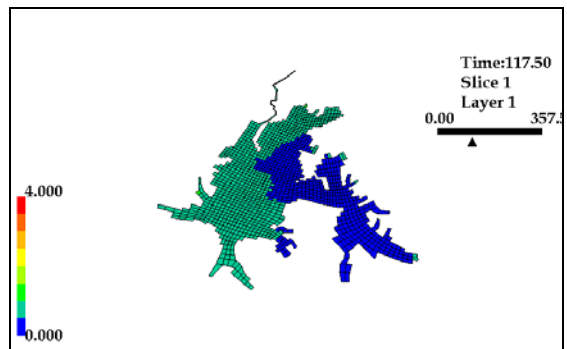


图 4.29 截污后东湖 TDON 浓度分布

由图 4.28 和 4.29 可以看到：TDON 浓度郭郑湖、水果湖、庙湖的浓度较高，后湖和汤菱湖的浓度较低。截污措施实施后东湖各湖区的 TDON 浓度降低，各湖区降低的幅度相似，除了汤菱湖，其他湖区的 TDON 的降低较为明显。

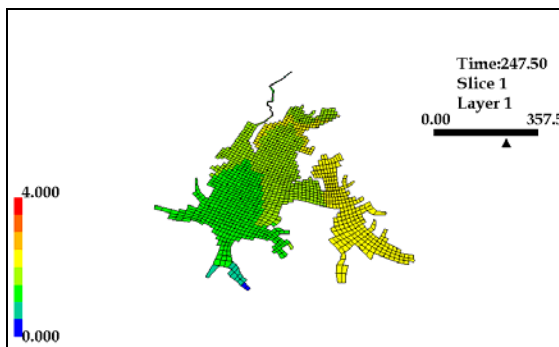


图 4.30 截污前东湖 DSi 浓度分布

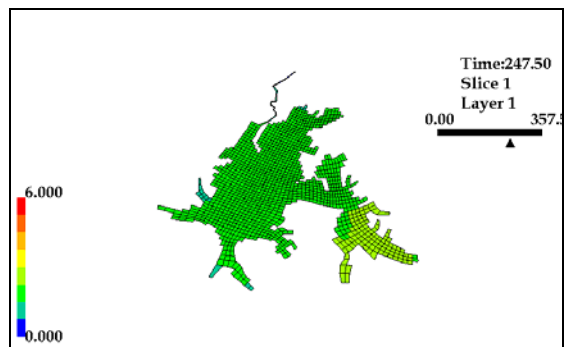


图 4.31 截污后东湖 DSi 浓度分布

由图 4.30 和 4.31 可以得到：DSi 浓度在截污模拟前后变化不明显。只在后湖、郭郑湖东部和汤菱湖地区有小幅度下降，其他地区 DSi 浓度基本保持不变。

由上述分析可知：

- (1) 东湖截除点源控污手段能够起到一定改善湖区水质水生态的作用，

Phy2、TPOC、TPON 的浓度都有不同程度的降低。但是单单只靠截除点源污染的措施是远远不够的，某些污染物如 DSi 浓度在截污前后没有明显的变化。这是由于虽然点源污染被控制，但这些污染物依然通过非点源污染的途径进入水体。

（2）东湖各个湖区的污染来源各不相同。由截污模拟前后的对比可得，水果湖、庙湖的污染物浓度有较大幅度的降低，其污染来源多为点源污染。而杨菱湖、后湖在截污模拟前后的污染物浓度数值没有明显的变化，这说明这些地区的污染来源多为面源污染。

第五章 结论与展望

本文集于 RCA 水质模型，建立东湖水质模型，对东湖水质水生态状况进行了数值模拟和分析，研究了东湖水质的时空变化规律。主要成果如下：

1. 通过对模型的探讨和研究，以及利用实测数据进行的参数率定和模型验证，建立了适用于东湖水质变化研究的水质模型。该模型的模拟结果与实测数据吻合良好，可以满足工程研究要求，作为进一步的东湖水质研究工作的基础。

2. 通过修改输入文件，模拟截除点源污染后东湖水质变化情况，由此对截除点源污染的控污措施作出评价。结果表明，截除点源污染能够较为有效地改善某些污染物的浓度。但是，单纯的只截除点源污染并不能够完成对东湖水质的彻底根治，仍有不少污染物和营养物质的浓度在截污措施模拟前后变化甚微，面源污染是这些污染物的主要来源。

模型检验的结果表明：本文的建立的模型和研究的方法，可以较好的反映东湖水质和水生态的变化，并可在东湖水环境管理和研究工作中得到进一步的应用，为湖泊水体控污和水质改善提供了科学的参考依据。然而湖泊水污染控制工作中实际情况复杂多变，必须针对具体的研究区域进行分析。由于目前国内外多数城市湖泊，特别是中心城区湖泊水体富营养化问题严重，与本文研究的情况具有共性，因此本文对东湖水质变化规律的数值模拟和分析工作，无疑具有重要的借鉴意义和较好的推广应用价值。

参考文献

- [1] 李继选,王军.水环境数学模型研究进展[A]. 水 资 源 保 护.2006,22(1).
- [2] 曹金保,刘云珠. 水质模型的研究与发展.江西化工.2006,24(2).
- [3] 郭永彬, 王焰新.汉江中下游水质模拟与预测[A].武汉: 中国地质大学环境工程与水文地质系.安全与环境工程.2003,10(1).
- [4] 徐祖信,廖振良. 水质数学模型研究的发展阶段与空间层次.上海:同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室.2003,22(2).
- [5] 廖招权,刘雷,蔡哲. 水质数学模型的发展概况[A].南昌: 南昌大学环境科学与工程学院.2005(2).
- [6] HydroQual Cooperate. USER'S GUIDE FOR RCA (Release 3.0) .2004.
- [7] 齐珺, 杨志峰, 熊明, 沈珍瑶, 牛军峰.长江水系武汉段水动力过程三维数值模拟[A].北京: 北京师范大学环境学院水环境模拟国家重点实验室.水动力学研究与进展.2008,23(2).
- [8] 谢永明.湖泊,水库的生态系统水质模型.中国科学院生态环境研究中心.环境科技.1988,10(2).
- [9] 彭泽洲,谷照升,刘晓端. 三维水质模拟、预测及应用[A].吉林: 吉林大学.2003(3).
- [10] 陈威,朱雷.武汉东湖污染分析和治理对策[A].武汉: 武汉科技大学城市建设学院.湖北预防医学杂志.2000,11(3).
- [11] 甘义群,郭永龙. 武汉东湖富营养化现状分析及治理对策[A].武汉: 中国地质大学环境学院.长江流域资源与环境.2004,13(3).
- [12] 武汉市环境保护局东湖新技术开发区分局.2008 年武汉市东湖新技术开发区环境状况公报.2009.
- [13] 郭劲松,李胜海,龙腾锐. 水质模型及其应用研究进展.2002,24(2).
- [14] 刘永,郭怀成,范英英,王丽婧. 湖泊生态系统动力学模型研究进展.2005,16(6).
- [15] Jan-Tai Kuo, Pin-Hui Hsieh, Wei-Shin Jou. Lake eutrophication management modeling using dynamic programming. Journal of Environmental Management.2007.
- [16] Kyeong Park , Hoon-Shin Jung , Hong-Sun Kim , Sung-Mo Ahn.

Three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model. Marine Environmental Research.2005, 60:171-193.

[17] 杨家宽, 肖波, 刘年丰, 章北平, 李进军, 何归丽. WASP6 水质模型应用于汉江襄樊段水质模拟研究[A]. 武汉: 华中科技大学环境科学与工程学院. 水资源保护. 2005, 21(4).

[18] 张国坤, 李恒达. 河流水质模型的分析及研究意义[A]. 吉林: 吉林师范大学. 吉林师范大学学报(自然科学版). 2004(3).

[19] 卢小燕, 徐福留, 詹巍, 赵臻彦, 陶澍. 湖泊富营养化模型的研究现状与发展趋势[A]. 水科学进展. 2003, 14(6).

[20] 刘永, 郭怀成, 范英英, 王丽婧. 湖泊生态系统动力学模型研究进展[A]. 应用生态学报. 2005, 16(6).

[21] 吴唯实. 武汉东湖污染透视[A]. 防灾博览. 2003(6).

[22] 熊伟, 李克锋, 邓云, 李嘉. 一二维耦合温度模型在三峡水库水温中的应用研究[A]. 四川: 四川省环境工程评估中心. 四川大学学报(工程科学版). 2005, 37(2).

[23] 武汉市环境保护局东湖新技术开发区分局. 2008 年武汉市东湖新技术开发区环境状况公报. 2009.

[24] 王睿, 王利红, 刘炳娟. 城市湖泊富营养化防治对策探讨[A]. 2007, 20(2).

[25] Xiaobo Chao, Yafei Jia, F. Douglas Shields Jr, Sam S.Y. Wanga, Charles M. Cooper. Numerical modeling of water quality and sediment related processes. Ecological Modelling. 2007.

[26] 全为民, 严力蛟, 虞左明, 焦荔. 湖泊富营养化模型研究进展[A]. 2001, 9(1).

[27] 何丕文. 有限差分法在河流水质预测中的应用[A]. 长江大学学报(自科版). 2006, 3(1)

[28] 曹晓静, 张航. 地表水质模型研究综述[A]. 水利与建筑工程学报. 2006, 4(4).

[29] 孙颖, 陈肇和, 范晓娜, 李志群. 河流及水库水质模型与通用软件综述[A]. 水资源保护. 2001, 2.

致谢

至此，我的本科毕业即将来临。看着毕业论文的完成，四年的大学生涯也算是有个完整的结束。回想四年，不禁有很多感激涌上心头。

本课题是在选题及研究过程中得到张万顺老师的悉心指导。张老师多次询问研究进程，并为我指点迷津，帮助我开拓研究思路，精心点拨、热忱鼓励。张老师一丝不苟的作风，严谨求实的态度，踏踏实实的精神，不仅授我以文，而且教我做人，给以终生受益无穷之道。对张老师的感激之情是无法用言语表达的。

感谢何建华老师、张根寿老师、林爱文老师、李全老师等对我的教育培养。他们细心指导我的学习与研究，在此，我要向诸位老师深深地鞠上一躬。

感谢陈彩儿、鞠美勤、王彩艳等学姐们不厌其烦的指出我研究中的缺失，且总能在我迷惘时为我解惑，你们的真诚我感铭在心。

感谢我的同学们四年来对我学习、生活的关心和帮助，陪我走完这四年美好的历程。

最后，向我的父亲、母亲和家人致谢，是他们造就了我的一切，感谢他们对我的理解与支持。