



## 摘要

鄱阳湖是中国第一大淡水湖泊，也是国际重要湿地，是长江干流重要的调蓄性湖泊，年均入江水量约占长江径流量的 15.6%。鄱阳湖水量、水质的持续稳定，直接关系到鄱阳湖周边乃至长江中下游地区的用水安全。随着社会经济的发展，鄱阳湖的外来污染加重，水质恶化和富营养化趋势加剧，水环境污染问题越来越被人们重视。

本文对目前广泛应用的几种水质模型进行了比较分析，最后根据鄱阳湖老爷庙-湖口段的具体情况选用 WASP 水质预测模型进行预测研究。WASP 模型是由美国国家环保局开发的，可以对自然和人为污染造成的各种水质状况在时间与空间上的变化进行预测，从而为水质污染控制规划及管理提供服务。本文对全英文的 WASP7.3 程序进行了应用开发研究。

首先在对鄱阳湖流域水文特征、水质资料以及污染源分布等资料收集、调查的基础上，对鄱阳湖的水环境质量现状进行简要地分析；通过 2009 年鄱阳湖水质实测数据，进行模型所需各项参数的率定；再用 2000-2008 年及 2010 年的实测数据对模拟结果进行模型的验证分析；最后使用 WASP 模型对 2014 年鄱阳湖老爷庙-湖口段水域丰、平、枯三期的水质状况进行了预测。预测结果为：在设定的预测条件下，2014 年研究区域丰、平、枯三期 DO、BOD<sub>5</sub> 及 NH<sub>3</sub>-N 这三个指标均可达到 II 类水体标准以上。前提是必须保证 BOD<sub>5</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 的排放量分别在 2830.69kg/d 和 581.35kg/d 以内。

**关键词：**WASP 模型；鄱阳湖；老爷庙-湖口段；水质预测

## ABSTRACT

Poyang Lake is the largest freshwater lake in China, and is also an important wetland in the world. It is a regulation and storage lake of the main streams in Yangtze River, whose yearly average water inflow accounts for about 15.6% of the runoff of Yangtze River. The quality and quantity of Poyang Lake remaining sustained and stable directly relates to the water security of peripheral and middle and lower reaches of Yangtze River. With the development of society and economy, Poyang Lake's external pollution aggravates, and so does the tendency of the deterioration and eutrophication of water quality. The water environmental pollution question is more and more taken by the people.

This article has carried on the comparative analysis of the present widely used several water quality model, finally selects the WASP water quality forecast model according to the specific circumstances of the Master Temple - Hukow section in Poyang Lake to conduct the forecast research. The WASP model is developed by U.S. Environmental Protection Agency, which can predict the various water quality conditions in the changes of time and space caused by natural and man-made pollution, so that it can provide services to the control planning and management of water pollution. This article has conducted the application development research to English edition WASP7.3 procedure.

On the foundation of collecting and investigating the hydrological characteristics and water quality data and the distribution of pollution sources of the Poyang Lake River Basin, the author briefly analyzed the present situation of water environment in Poyang Lake; carried on to the calibration of model needed parameters by the measured data of Poyang Lake water quality in 2009; verified and analyzed the result of simulation through the measured data from 2000-2008 and 2010; and finally carried on the forecast for the water quality condition in abundant, flat, and dry periods of Master Temple - Hukow section. The forecasting result is: Under the hypothesis forecast condition, DO, BOD<sub>5</sub> and NH<sub>3</sub>-N three targets of abundant, flat, and dry periods in studied area of 2014, may achieve above II kind of water body

## ABSTRACT

---

standard. The premise is to guarantee that the emissions of BOD5 and the NH3-N can be controlled in 2830.69kg/d and 581.35kg/d.

**Key Words:** WASP Model; Poyang Lake; Temple - Hukow Section; Water Quality Forecast

## 第 1 章 绪论

### 1.1 研究的背景及意义

世界湖泊总水量约 17 万多立方千米，其中淡水部分约占 52%，约为全球淡水储量的 0.26%。有人类记载以来，湖泊就是人们赖以生存之地，具有无可替代的生态服务功能，对整个世界的生态安全具有举足轻重的作用。

我国湖泊众多，共有湖泊 2700 多个。然而随着我国经济的迅猛发展，人们对湖泊资源的不合理的开发利用和大量污染物的排放，使得湖泊面临的污染问题日益严峻，即水生态系统退化、富营养化加剧。（2010 年中国水资源公报的数据）21 世纪初在收集近 10 多年的水质监测资料的基础上，对我国 67 个主要湖泊的水质和富营养化污染状况做出了评价，其中有 80% 以上的湖泊受到污染（IV-劣 V 类），从湖泊数量上来看已经有近 3/4 的湖泊达到富营养的程度。这表明当前我国湖泊水质污染问题已经相当严峻，对富营养化湖泊的治理工作已经迫在眉睫。

鄱阳湖是我国第一大淡水湖，也是中国第二大湖，仅次于青海湖。鄱阳湖南北长 173 公里，东西最宽处达 74 公里，湖体面积 3583 平方公里，平均水深 8.4 米，最深处 25.1 米左右，容积约 270 多亿立方米。鄱阳湖是一个季节性、吞吐型的湖泊。它承接赣江、抚河、信江、饶河、修河五大河来水，经调蓄由湖口注入长江，每年流入长江的水量超过黄河、淮河、海河三大河水量的总和。在中国的四大淡水湖泊中，鄱阳湖曾被认为是唯一没有出现富营养化的湖泊，有着中国“最后一盆清水”之誉。然而江西省水资源公报的数据表明，2001 年，鄱阳湖水水质优于 III 类的评价断面占八成，低于 III 类的占两成。但到了 2006 年，鄱阳湖水全年优于 III 类的不到六成，属于 III 类的有两成多，劣于 III 类的则逼近两成。据水利部统计，2006 年，鄱阳湖已经从整体上呈现出中度营养化的状态。2007 年，国务院总理温家宝作出批示要求“维护鄱阳湖一湖清水”。据《鄱阳湖水质水量动态监测通报》显示，鄱阳湖水水质污染 2007 年仍在进一步加剧。07 年 12 月，随着鄱阳湖水位创历史新低，湖体自净能力显著下降，注入长江的出湖水质已成为重度污染的 V 类水。据《2009 江西省水资源公报》对鄱阳湖长 5435 公里水系进行评价，I~III 类水质站 90.0%，其中 III 类占 20.4%，劣于 III 类占 10%，



其中劣V类河长 201 公里，占 3.7%，比 08 年评价河长增加了 38 公里。可见鄱阳湖的水质仍在下降，研究鄱阳湖水质保护的课题很有必要。

水质模拟预测是我们进行合理的水环境规划管理，保证水污染综合防治顺利实现的基础，具有重要的意义。目前，无论是在制定水污染物排放标准或确定水体各排污口容许的排污量，还是对突发性或连续性排污行为进行评价或对开发建设工程项目进行环境影响预测，都将涉及到水质时空变化的问题，也即需要解决水质的定量预测问题，因此水质模拟预测已经成为广受工作者关注的重要课题<sup>[1]</sup>。

鄱阳湖老爷庙-湖口段即鄱阳湖的北湖区，也是进入长江的主航道。主航道的水质情况会对长江的水质造成直接的影响。本文在对近几年北湖水水质监测数据进行收集的基础上，结合该湖段的水环境特点和实际情况对其进行水质预测，了解其水质的变化情况，为鄱阳湖和长江九江段的水环境规划和管理提供了一定的科学依据<sup>[2]</sup>。

## 1.2 水质模型研究概述

### 1.2.1 水质模型的建立

第一步：概念化。这一步的主要内容是选择变量。掌握变量如何变化及变量间的相互作用。一个模型只能选择表达其主要特征的变量，尽量使模型简单。

第二步：模型性质。包括模型的稳定性与灵敏性，如果模型中参数的变化对模型得出的结果影响不够灵敏，或者结果不令人满意则应考虑重新选择变量。

第三步：参数的率定。参数即数学模型中的常数。这些参数必须用有关数据来确定。如果参数估值不合适，则必须重新选择。

第四步：模型的验证。模型参数确定之后，模型还不具备使用性，必须用一套观测数据来检验模型是否成立。如果检测具有较满意的结果则模型的预测成立。否则要重新进行参数的估值。

第五步：模型的应用。建立模型的目的是预测水质，控制水质，提高水环境质量。如果模型能成功地运用则说明我们建立水质模型的方法是满意的。

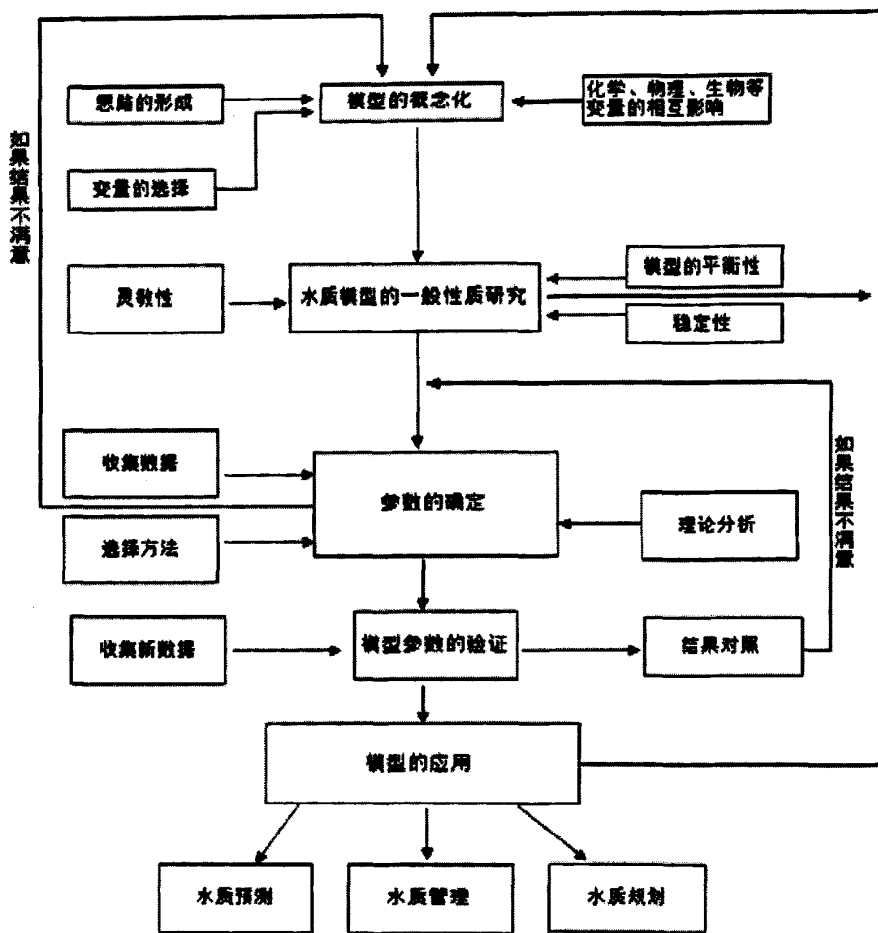


图 1.1 水质数学模型建立的步骤

### 1.2.2 水质模型分类

在应用模型进行水质预测时，首先要根据模型的内容和特点来进行模型的选择。一般而言，复杂的模型更能反映客观情况，但确定模型所需要的参数和信息量就更多。各种模型都有其适用的条件，我们应根据实际的需要，可依据的数据信息和模型的复杂程度综合考虑选择适当的模型。

通常按模型的时间相关性、空间维数和数学方程的特征及确定状态等因数水质模型分为以下几类：

(1)、按模型中的变量的随机性可把模型分为确定性和随机性水质模型。对于一组既定的输入条件，如水流速度、水位、污染情况等，确定性模型可以输出一组对应的确定值。而随机模型，其输入的数据和特性都是随机的，输出的数据也具有随机性，所以其结果不稳定。

(2)、按模型中是否包含时间变量，分为稳态模型和动态模型。在稳态模型中水流运动要素和系统的输入都不随时间发生变化；而动态模型中，水流是非恒定流，不管输入是否发生变化，系统内成分都会随时间发生变化。而介于二者之间还有一种准动态模型。

(3)、按污染物在水中的迁移转化过程可分为扩散模型、移流模型和移流扩散模型。水中物质的运动主要包括随流传输转移和扩散两个过程，当移流作用占主导地位时，可忽略扩散的影响，这样的模型称为移流模型；反之，只考虑扩散的作用时称为扩散模型；如果两者都考虑时模型就变为移流扩散模型。

(4)、按反应动力学的性质划分，可分为纯反应模型、纯输移模型、输移模型及生态模型。纯反应模型指的是水系统内物质为非稳定性物质只发生生物化学反应；而纯输移模型是指水环境内物质为不随时间变化的物质，只随水流作机械运动；介于二者之间的既有输移，又发生生化反应的则为输移模型；既考虑生物过程又要考虑水的输移现象和水质的变化的模型称为生态模型。

### 1.2.3 水质模型的发展现状

水质模型是用数学的语言把水体污染过程中的物理、化学、生物生态及生物化学之间的内在规律及相互联系描述出来。水质模型是进行水环境分析和水质预测的重要的工具，在环境保护领域有着不可替代的作用。

最早的水质模型是氧平衡模型。1925年，美国的两位工程师 Streeter 和 Phelps 在对 Ohio 河流污染源及其对生活用水造成的影响中，提出了氧平衡方程的最初形式，即 Streeter-Phelps 水质模型（简称 S-P 模型）<sup>[1]</sup>。该模型认为，河流的自净存在两个相反的过程：一方面有机物在水中发生氧化，消耗水中的溶解氧；另一方面大气中的氧不断进入水体，溶氧速率与亏氧量成正比。在两个过程的共同作用下，水中的溶解氧达到平衡。

到 20 世纪中期，随着计算机技术的发展和人们对环境保护和污染控制认识进一步加深，水质模型的研究得到很大发展。50 年代，对 S-P 模型进行了改进，考虑 BOD 和 DO 耦合的双线性模型。而到了 60 年代，随着人们对生物化学机理理解的进一步深入，模型中考虑了 BOD、DO、有机氮、氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮等因素，模型结构扩展为多线性结构，是一维和二维模型，如 O'conner 模型。同时也出现了一些随机水质模型，如 Dobbins 模型，他在 S-P 模型的基础上考虑了氮化物和底泥的因素。在此基础之上，Greeney 研制出了美国环保局

推荐使用的 QUAL-II 河流有机污染综合水质模型<sup>[9]</sup>。该模型包含了 13 个状态变量并应从了差分法求解和计算机程序，现在仍被并广泛应用于河流水质预测和水质规划中。

20 世纪 80 年代兴起了形态模型，这是一种研究重金属污染物的模型，目前还不是很成熟，没有广泛应用。1985 年 Cohen 正式提出了多介质环境综合生态系统模型，此模型采用逸度<sup>[9]</sup>的概念，大大简化了计算的工作。

在我国，水质模型的研究起步较晚，但在学习国外先进经验的基础上有较快发展，尤其是在有机污染物水质模型理化参数测定和计算及水环境有机污染非确定性分析和水流水质变化耦合求解方面都有较大的发展。我国湖泊水质的模拟研究主要集中在滇池、太湖、东湖、巢湖这些富营养化较严重的湖泊。其中对太湖的研究成功的应用了很多模型，例如：太湖藻类生长模拟，凤眼莲对太湖生物-物理工程实验区水质影响一生态模型等，是目前我国在水质、水动力学和生态系统动力学模型方面开展研究比较成功的湖泊<sup>[6-8]</sup>。

表 1.1 水质模型发展阶段划分

研究者	划分阶段数	划分内容
罗定贵 <sup>[9]</sup>	3	①、20 世纪 20 年代中~70 年代初：对氧平衡的研究，一维模型； ②、20 世纪 70 年代初~80 年代中：水质模型迅猛发展，出现了介质或多维模拟、及动态或形态模拟等多种模型的研究； ③、20 世纪 80 年代~今：水质模型的研究得以完善、深入和广泛应用，有多介质模型，QUAL 模型，动态 WASP 模型，二维动态模型 CE-QUAL-W2 等。考虑水质模型与面源模型的对接，模糊数学、人工神经网络、3S 技术等引入水质模型研究
冯民权 <sup>[10]</sup>	4	①、(1925~1965 年)：提出 BOD-DO 模型，对河流河口水质进行一维模拟；②、(1965~1970 年)：由一维发展到二维，模拟海口和湖泊水质；③、(1970~1975 年)：非线性系统模型涉及到浮游动植物系统和营养物质；④、(1975~今)：多种相互作用的系统，三维，模型变量的数目大增，非确定性模拟预测。
雒文生 <sup>[11]</sup>	3	①、(1925~1980 年)：研究对象仅是水体水质本身，模型发展开于点源；②、(1980~1995 年)：增多了水质组分种类，将水动力模型纳入多维模型系统，底泥等作用被纳入模型内部，面污染源被连入初始输入；③、(1995 年~今)：大气污染模型开始研究，可对来自流域的负荷进行评估，研究领域增大。

#### 1.2.4 水质模型的发展趋势<sup>[12-16]</sup>

在研究模型进展的基础上我们可以得出水质模型的发展趋势，总结如下几点：

### (1)、模型不确定性的研究

因为水环境具有很大的随机性和偶然性，所以会导致水质模型的输出结果具有很大的不确定性。为了提高模型输出结果的可靠性，对模型进行不确定性研究，显得很有必要。Andrews kakyi 对模型中的不确定因素进行了分析：①污染物的排放量及河流所在背景值的不确定性。②确定模型参数所需要的水质资料的不充分性。③对污染物输移过程的简化缺乏具体的理论依据。Michael 等人运用贝叶斯蒙特卡罗不确定性分析的方法来预测地下水流量的不确定性和污染物转移的不确定性。总之，对模型不确定性的研究是当前和今后水质模型研究的前景之一。

### (2)、模糊数学在水质模型中的应用

在水温环境存在很大随机性的前提下，要对某个量进行定量分析是有很大难度的。另外，水质的变化是连续的而水质标准中污染物浓度却是不连续表示的。为了解决这一问题，模糊数学的概念在水环境的研究中得到了应用。Yin 等人的模糊关系分析模型与其他的不确知情况下影响评价的方法相比具有明显的优势。Dengren 等人的污染负荷分配的模糊模型能够提供可行的方案。如何把模糊数学的理论进一步运用在水质模型的研究上，还有待环境和数学工作者们进一步研究。

### (3)、神经网络<sup>[17]</sup>与水质模型相结合

神经网络 (Artificial Neural Network)，简称 ANN 具有模拟人的形象思维的能力，是人脑的某种抽象、简化和模拟。并且有自学习、自适应、自组织和概括、非线性映射、并行处理多变量系统数据融合等特点。所以在各学科得到了广泛应用如水文、地质、气候等。近年来，ANN 在水质模型方面的应用得到了很大进展，Marina 等人<sup>[18]</sup>运用 ANN 来预测河流枯水期的流量。T.R.Neelakantan 等人<sup>[19]</sup>运用 ANN 建立了水库运行的模拟优化模型。在国内，郭劲松等人<sup>[20]</sup>在研究长江干流重庆段时，引入了神经网络法，开发了 BOD-DO 耦合 BP 神经网络水质模型，达到了很好的预测效果。神经网络即可以对水质进行模拟预测，还可以用来进行水系模拟误差的更新以提高精度。

### (4)、地理信息系统与水质模型相结合

地理信息系统 (GIS) 是以测绘测量为基础，以数据库作为数据储存和使用的数据库源，以计算机编程为平台的全球空间分析即时技术。近年来 GIS 在水质模

拟和环境规划方面得到广泛的应用<sup>[21-22]</sup>。因为水环境信息是一种空间的信息。而传统表达这种信息的方式是通过一些间断的数据表格。应用 GIS 技术可以把这些表格数据转换成连续的形象的图形图像，还可以运用 GIS 更合理的进行相对应流域的环境规划和管理。所以，将 GIS 技术运用于水环境污染模拟，预测和规划管理是今后要研究的重要课题。

### 1.2.5 常用水质模型简介

#### (1)、QUAL-II <sup>[23-25]</sup>

QUAL-II 模型是美国环保局于 1973 年开发出的综合河流水质模型。此模型可按照需要以任意方式来组合模拟 15 种水质参数，其中包括：生化需氧量、溶解氧、叶绿素 a 藻类、温度、氨氮、亚硝酸氮、大肠杆菌和可溶性磷。此模型还可应用于既有干流又有支流的均匀河段。按该模型的理论，物质在河流中的主要迁移的主要方式为平移和弥散，且迁移只发生在河道的纵轴方向，因此，模型为一维水质综合模型。并且此模型还可用来计算同时有多个排放口，且有支流流入和流出的河流系统。它的基本方程是平移-弥散质量迁移方程。对于任意一个水质组分 C，方程可写为以下形式：

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial(A_x u C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + s \quad (1.1)$$

其中：C—组分浓度，[mg/L]；

M—所考察的物质质量，[mg]；

x—所考察的距离，[m]；

t—时间，[s]；

$A_x$ —距离为 x 处的河流断面的横截面积，[m<sup>2</sup>]；

u—纵向速度，[m/s]；

$D_L$ —纵向弥散系数，[m<sup>2</sup>/s]；

s—组分的外源和汇，[mg/Ls]。

#### (2)、EFDC 模型<sup>[26-29]</sup>

EFDC(Environmental Fluid Dynamics Code)模型是作为模拟湖泊、河流、河口、水库、湿地和海洋等地表水系统的三维水质数学模型，它是由 Fortran 语言编制的，最初是由佛吉尼亚吉尼亚海洋科学研究所(Virginia Institute of Marine

Science for Estuarine and Coastal Applications)开发的, 是一个开放式的软件。此后, 美国国家环保署(EPA)对 EFDC 模型进行了二次的开发。目前, EFDC 模型已经成为美国国家环保署最为推崇的模型之一, 并广泛应用于各个大学和环境咨询机构。EFDC 在 80 多个模型的研究中获得了成功的应用, 如, 水动力和水质模拟、沉积物模拟、模拟水库及其流域营养物质模拟预测、沼泽地及大型湿地模拟等。EFDC 模型的结构示意图, 其主要由三部分组成: 包括水动力、水质、泥沙及有毒污染物迁移, 可以通过控制输入文件进行不同模块的模拟。该模型还可以用于模拟包括氨氮、COD、总磷和藻类在内的 22 种水质变量的浓度变化。EFDC 模型如下:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(\omega C)}{\partial z} = \frac{\partial(K_x \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} + \frac{\partial(K_y \frac{\partial C}{\partial y})}{\partial y} + \frac{\partial(K_z \frac{\partial C}{\partial z})}{\partial z} + S_c \quad (1.3)$$

式中:C—水质变量的浓度(mg/L);

$S_c$ —每单位体积上的源汇项(mg/L · s);

$u, v, w$ —分别为  $x, y, z$  方向的速度分量(m/s);

$K_x, K_y, K_z$ —分别表示  $x, y, z$  方向上的湍流扩散系数(m<sup>2</sup>/s)。

### (3)、CE-QUAL-W2<sup>[30-32]</sup>

CE-QUAL-W2 模型是二维水质和水动力学模型。它是由 USCAE(美国陆军工程兵团)水道试验站研发的。该模型把横向视为平均的, 即它只模拟垂向和纵向。这一模型由的水动力学模型和水质输移模型直接耦合而成, 可用来模拟水库和湖泊。它可模拟包括 BOD、DO、TOC、藻类、大肠杆菌等 17 种水质变量浓度变化, 对狭长的湖泊和分层水库的水质模拟效果很好。广泛应用于世界各地, 目前为止该模型已成功模拟水体至少 250 条。其中, 较多用于模拟多藻类水体, 如 Nuese 河、Spokane 湖、Waco 湖等。在我国, 对该模型的研究还未发现较为成熟的应用实例。

CE-QUAL-W2 水质模型如下:

$$\frac{\partial BC}{\partial t} + \frac{\partial UBC}{\partial x} + \frac{\partial WBC}{\partial z} - \frac{\partial(BD_x(\frac{\partial C}{\partial x}))}{\partial x} - \frac{\partial(BD_z(\frac{\partial C}{\partial z}))}{\partial z} = CqB + SB \quad (1.4)$$

式中:B—时间空间变化的层宽, (m);

$U, W$ —分别为  $x, z$  方向的平均流速, (m/s);

$C_q$ —流入或流出的组分的物质流量率, (mg/L);

$D_z, D_x$ —分别为  $z, x$  方向上的温度和组分的扩散系数, ( $m^2/s$ );

$S$ —相对组分浓度的源和汇项, (mg/L · s)。

(4)、MIKE<sup>[33-36]</sup>

MIKE 模型体系, 是由丹麦水动力研究所(DHI)研发的。共包括 3 个版本 MIKE11、MIKE21 和 MIKE3。MIKE11 是动态模拟河流和水道水力的世界级标准, 具有无限的河流模拟能力。MIKE11 包括水动力模块、SO 结构操作模块和 RR 降雨径流模块; 其中 MIKE21 是二维的动态模型, 常用来模拟垂向变化可以忽略的湖泊、河口和海岸等地区。MIKE3 与 MIKE21 相类似, 但它已经扩展到了三维空间。MIKE 模型体系的界面都很友好, 但它的源程序不对外公开, 且售价很高。MIKE 模型体系在中国已有应用实例。以一维模型为例:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} - K_1 L + K_2 (C_s - C) - S_R \quad (1.6)$$

$$\frac{\partial L}{\partial t} = E_x \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - u \frac{\partial L}{\partial x} - (K_1 + K_3) L + L_A \quad (1.7)$$

其中:  $x$ —横断面沿程距离, (m);

$u$ —平均流速, (m/s);

$t$ —时间, (s);

$L, C, C_s$ —为横断面 BOD 和 DO 浓度及当时水温下饱和溶解氧, (mg/L);

$E_x$ —沿流向扩散系数, ( $m^2/s$ );

$K_2, K_1$ —分别为河水曝气耗氧系数和生化耗氧系数, ( $s^{-1}$ );

$L_A$ —当地径流或吸着有机物底泥悬浮引起的 BOD 增减率, (mg/L · s);

$S_R$ —水生生物呼吸作用、光合作用底泥耗氧量引起的 DO 增减率, (mg/L · s);

(5)、OTIS<sup>[37]</sup>

OTIS 是由 USGS 开发的一维水质模型, 它可以用来对河流中的溶解物质的输移进行模拟, 带有内部调蓄节点, 它的状态变量是痕迹金属。该模型不仅能模拟示踪剂试验还可用于模拟河流的调蓄作用。它只对用户自定义的水质部分进行分析研究, 且本身带有参数优化器。OTIS 模型的基本方程可用下式表示

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (AD \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{q_{LUN}}{A} (C_L - C) + \alpha (C_s - C) \quad (1.8)$$



$$\frac{\partial C_s}{\partial t} = \alpha \frac{A}{A_s} (C - C_s) \quad (1.9)$$

(6)、BASINS<sup>[38-40]</sup>

BASINS 模型的全称是 Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources, 也就是综合点源和非点源较好的评价原则, 是由美国环保局开发的, 是一个多目标环境分析系统, 专门设计用来辅助为容纳水体计算总的最大日排污负荷。

表 1.2 常用河流湖泊水质模型汇总

模型名称	模型维数	适用领域	操作系统	开发者	模型特点
QUAL-II	—	河流	Windows	美国环保局	可按任意组合模拟 15 种水质成分: DO、BOD、T、氨氮、藻类、硝酸氮、亚硝酸氮、有机磷、溶解磷等, 可用于既有主流又有支流的河段。
WASP	一、二、三	池塘、湖泊、水库、河流沿海	Windows	美国环保局	可用来模拟河流一维不稳定流、河口和湖泊三维不稳定流、常规污染物和有毒污染物在水中的迁移和转化的规律。
EFDC	一、二、三	湖泊、水库、河流、河口和沿海	Unix/Windows	美国环保局	水动力和水质模拟、沉积物模拟、模拟水库及其流域营养物质模拟预测、沼泽地及大型湿地模拟。
CE-QUAL-W2	垂向二维	河流、水库、河口	Unix/Windows	美国陆军工程兵团	可模拟包括 DO、BOD、TOC、藻类、大肠杆菌等 17 种变量浓度的变化, 对狭长的湖泊和分层水库的水质模拟效果很好。
QUASAR	—	河流	no	英国 Whitehead	可同时模拟水质组分: pH 值、温度、DO、BOD、硝氮、氨氮单种物质或任意组合。
CE-QUAL-ICM	一、二、三	河流、湖泊、水库、海域	Unix/Windows	美国陆军工程兵团	ICM 代表集成网络模型。它是目前世界上发展程度最高的三维模型之一。
OTIS	—	河流	no	美国地质勘探局	对河流中的溶解物质的输移进行模拟, 带有内部调蓄节点, 它的状态变量是痕迹金属。能模拟河流的调蓄作用还可用于模拟示踪剂试验。
BASINS	综合	流域、河流、河网	Windows	美国环保局	是 USEPA 支持的基于 GIS 的系统。包括水动力和水质模型, QUAL II 和一些别的模型系统使用 ARCVIEW 界面, 集入了几个流量和水质数据库, 利用 GIS 从数据库中抽取数据。

### 1.3 水质模型的选取

通过对鄱阳湖老爷庙-湖口段(即北湖)的水文情势的分析与环境现状调查,我们发现,北湖流域面积较大,流域内污染较轻,工业企业污染种类较少,结合目前掌握的北湖水水质空间监测数据和对水质目标要求,综合考虑 WASP 模型的应用特点,本文选用美国 EPA 推荐的专业水质模拟程序 WASP 模型来对鄱阳湖老爷庙-湖口段的水环境进行模拟预测研究。

#### 1.3.1 WASP7.3 模型简述<sup>[41-45]</sup>

水质分析模拟程序 WASP (Water Quality Analysis Simulation Program)是由美国环境保护局开发的一个成熟的水质模型系统,该模型能够用于不同环境污染系统,预测和分析由于人为污染和自然因素所造成的各种水质状况。目前最新开发的 WASP7.3 版本是 2008 年完成的,完全基于 Windows 友好界面操作。物质守恒定律是模型方程的最基本准则。该模型可用来模拟水文动力学、河流一维不稳定流、湖泊及河口三维不稳定流、常规污染物(包含生物耗氧量、溶解氧、营养物质和藻类污染)和有毒污染物(包含有机化学物、重金属等)在水中的转化迁移规律。WASP 包括两个独立的计算程序:水动力模型程序 DYNHYD 和水质模型程序 WASP,它们可以联合运行,也可单独运行。EUTRO 模块(用来分析传统的水质指标)和 TOXI 模块(可模拟固体类物质和有毒物质的污染)是其中的两个子模型,可装入水质程序中。WASP 在其基本程序中反映了对流、弥散、点杂质负荷与扩散杂质负荷以及边界的交换等随时间变化的过程。经简化,WASP 常用如下模型:

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = \frac{\partial(-U_x AC + E_x A \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} + A(S_L + S_B) + AS_K \quad (1.2)$$

其中: C—组分浓度, [mg/L];

M—所考察的物质质量, [mg];

t—时间, [s];

x—所考察的距离, [m];

A—横截面面积, [m<sup>2</sup>];

E<sub>x</sub>—纵向弥散系数, [m<sup>2</sup>/s];

U<sub>x</sub>—纵向速度, [m/s];

$S_B$ 、 $S_K$ 、 $S_L$ —分别为边界负荷率、总动力输移率、弥散负荷率, [mg/Ls]。

### 1.3.2 WASP 模型选取

WASP 模型免费向用户提供了源代码,用户可以根据自己的需要对源程序进行二次开发使用; WASP 模型的内容非常全面,包括了我们要研究鄱阳湖北湖流域水文情势下水质的变化情况;自模型公开发布以来,历经了国内外的实例的检验,如 1982 年 Thomann 和 Fitzpatrick<sup>[46]</sup>对美国波托马可河进行的富营养化模拟;1984 年 JRB<sup>[47]</sup>对美国北卡罗莱纳州 Deep River 进行的重金属污染模拟。同样在国内,1998 年逢勇等<sup>[48]</sup>对太湖藻类进行了动态模拟研究,得出了太湖藻类动态变化的规律,对治理太湖藻类“水华”有重要的意义;2003 年孙学成等学者<sup>[49]</sup>也成功的运用 WASP 模型进行三峡河流水库的水质预测模拟;2005 年杨家宽等<sup>[50]</sup>运用 WASP6 对南水北调后襄樊段的水质进行预测,最终的结果都较为满意,以上实例都表明 WASP 的水质模型能够较好地模拟各种水质过程。

当然, WASP 水质模型也存在某些不足,例如模型的求解采用显式差分格式,在求解过程中,为满足模型精确程度和稳定性的要求,其对空间网格和时间步长都有比较严格的要求<sup>[51]</sup>。还有, WASP 是全英文的操作环境,要求使用者不但要有较深的水动力学和水质模型的专业知识,还要具备较高的英文水平。最后,经过比较,我们决定选用 WASP7.3 作为预测模拟软件,对鄱阳湖老爷庙-湖口段水环境质量进行模拟预测。

## 1.4 研究的内容

- (1)、首先选择适合的水质模拟软件 WASP7.3;
- (2)、对鄱阳湖北湖实际情况进行调查,收集模型所需要的水文水质等数据资料。
- (3)、对采用的全英文软件 WASP7.3 进行应用研究;
- (4)、结合研究湖段的具体情况对模型进行简化。应用 2009 年的北湖实测数据率定模型参数,并用 2000-2008 年和 2010 年的实测数据对模型进行验证分析;最后由验证合格的模型来预测 2014 年研究区域在各个不同时段的水质状况。

### 1.5 研究的方法和技术路线

(1)、在收集 2000-2010 年鄱阳湖北湖水文水质数据的基础上，确定预测因子为 DO、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N。

(2)、用 2009 年的水质监测数据来率定模型参数。

(3)、利用 2000-2008 年和 2010 年的水质监测数据对模型来进行验证。

(4)、以 2009 年为基年，通过估算确定 2014 年研究区域的流量、水位、流速、排污负荷等条件来预测 DO、BOD<sub>5</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 的水质浓度状况。

本课题的研究主要下列步骤进行：

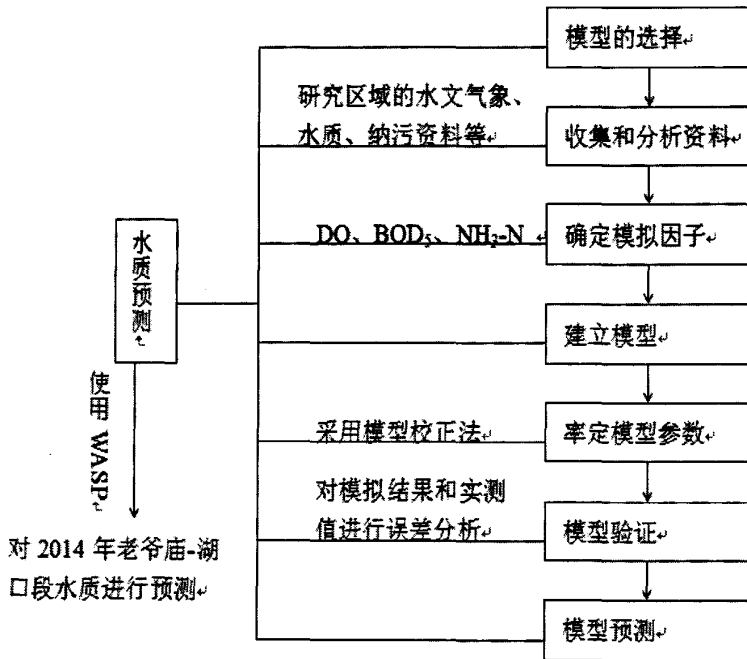


图 1.1 研究路线示意图

## 第 2 章 鄱阳湖老爷庙至湖口段环境概况

### 2.1 自然环境概况

#### 2.1.1 地理位置

鄱阳湖是我国最大的淡水湖泊，位于江西省北部，长江中下游的南岸，具体地理位置为 E115°49'~116°46'，N28°24'~29°46'，是长江流域的通江湖泊。沿途有赣江、抚河、信江、饶河和修水汇入。鄱阳湖湖体以松门山为界，以南为主湖区南湖，水域宽广最宽处 74km，湖底高程 12.0~18.0 米；以北为北湖是入江水道，湖底高程-7.5~2.0 米，湖面最窄处仅 3km。北湖是通往长江的河道，而老爷庙至湖口段就在这条河道上，是联系鄱阳湖与长江的枢纽。具体位置见图 2.1 河道右侧是湖东北区，包括湖口和都昌县 2 县，河道左侧是鄱阳湖区的西北部，东临鄱阳湖，北临长江干流，区内由星子县和九江市组成。

老爷庙水域位于鄱阳湖区的江西都昌县，南起松门山，北至星子县城，全长 24 公里。在湖东岸山边有一座庙宇，称老爷庙，水域由此得名。老爷庙水域

位于鄱阳湖咽喉要道，最宽处为 15 公里，最窄处只有 3 公里，到了“老爷庙”水域后，河道骤然狭窄，同样造成水流的狭管作用，使流速逐步增大到 1.54-2.00 米/秒，且在主槽带还产生涡流，这就更增加了该水域的危险性所以被称为“魔鬼三角区”。中等水位时，水面约 350 平方公里。该水域上方，是星子到湖口之间长 40 多公里、宽仅 3-5

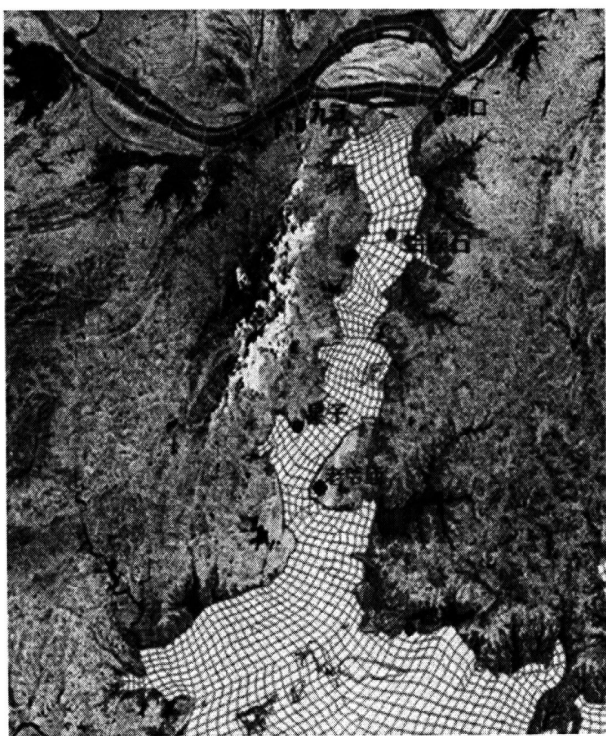


图 2.1 鄱阳老爷庙至湖口段地理位置图

公里的狭长水道，即本文主要研究的湖区-北湖。

### 2.1.2 水文特征

#### (1)、水文周期

鄱阳湖的出口直接与长江相通，出、入湖水量和水位的变化直接受长江水位的影响。长江的洪水期一般在每年的7月到9月间，而鄱阳湖的洪水期一般在每年的5月到7月间，这样就形成了江湖相济、江湖共生的关系。一般来说，每年4-6月为五河的主汛期，而此时长江干流的水位并不高，五河入湖洪水能较快地排泄；7-9月五河来水减小，而此时长江干流洪水位较高，湖区水位受长江洪水倒灌影响而增高，维持在高水位；9月份以后，长江干流水位降低，而此时五河汛期已过，湖水开始外泄，湖区水位逐渐降低。三峡水库运行后，每年5-6月，鄱阳湖五河主汛期时，入湖洪水量比较大，急需湖盆进行空间调蓄。鄱阳湖湖水更新较快，据有关资料研究表明：河水的循环周期或更新期约为12-20天。因此从水循环周期角度来看，鄱阳湖也相当于一条河。

本文根据鄱阳湖的水文规律，将鄱阳湖的水文周期划分为4个阶段：12-2月为枯水期，3-5月为平水期，6-8月为丰水期，9-11月为平水期。

#### (2)、水量

据江西省水资源综合规划水资源调查资料分析，近二十年由湖口注入长江的年平均水量约为1427亿吨，大于黄河、海河、淮河三大河流入海水量的总和。鄱阳湖的入江水量约占长江平均年径流量的15.5%；据统计1956~2000年，湖区产水量1956~2000年平均为149亿吨，占流域水量的10.4%；赣、抚、信、饶、修五大支流入湖水量为1278亿吨，占湖口入江总量的89.6%。入湖水量在一年内变化幅度很大，江西4月进入汛期，降水量大，入湖水量主要集中于4~7月，占年总量的61.4%。每年最大入湖水量一般出现在6月，约占全年的19.2%，水量达246.0亿吨；7月雨季结束后转入旱季，入湖水量迅速减少，9~2月各月仅占年总量的比重在3~5%左右。最小入湖水量一般出现在12月，只占2.9%，水量仅为37.37亿吨。

#### (3)、水位

据康山、都昌、星子、和湖口四站1956~2000年资料分析，历年年均水位为12.81~15.22m，历年年最高水位为22.42~22.58m，历年年最低水位为5.91~12.08m。湖区各站年最高水位发生在6~7月份的几率为75%，枯水期一般在10~

次年 3 月，年最低水位发生在 12~次年 1 月的几率约为 72%。随着水量变化，鄱阳湖水位升降幅度较大，具有天然调蓄洪的功能。由于水位变幅大，所以湖泊面积变化也大。具有“枯水一线，洪水一片”的自然景观。在正常的水位情况下，鄱阳湖面积有 3914 平方公里，容积达 300 亿立方米。

表 2.1 1956-2006 年湖口、星子站水位统计表

站名	平均水位	最高水位	出现时间	最低水位	出现时间	年最大变幅	年最小变幅
星子	13.40	22.52	98.08.02	7.06	63.02.08	13.04	8.31
湖口	12.84	22.59	98.08.02	5.90	63.02.06	14.04	9.59

注：以上数据来自鄱阳湖水文网

(4)、水温

鄱阳湖全湖年均水温在 18℃左右，历年最高水温由北向南为 34.0~38.2℃，平均水温为 32.6~35.0℃；历年最低 0℃，平均水温 0.4-2.0℃。平均年变幅为 32.9℃。每年内分增温和降温两个阶段，由 2~3 月开始增温至 7~8 月达带最高温度，之后逐渐降温，至次年 2 月达最低温度点。鄱阳湖水温的垂直分布较为均匀，在水深方向上没有明显的水温变化梯度，且深层水温变化也较为显著(图 2.2)。自北往南的分布特点是各月均自北向南逐渐升高。北部月平均气温比南部月平均气温低 0.5-0.8℃。星子是北湖的一个主要监测站，气候温和，年平均气温 15 至 18℃，1 月份平均气温 4.5℃，7 月份平均气温 29.2℃。

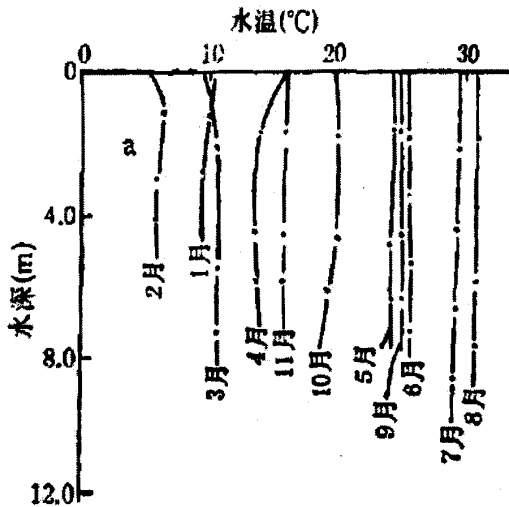


图 2.2 鄱阳湖水温垂直分布概化图

## 第2章 鄱阳湖老爷庙至湖口段环境概况

表 2.2 鄱阳湖 1962-1983 年北湖平均月水温表

时间 站点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	全年
星子	5.9	6.6	10.6	17.1	23.6	26.3	29.5	30.3	25.6	19.8	13.6	9.1	17.9
湖口	6.4	7.1	11.3	17.5	23.7	27.2	29.3	30.4	25.8	20.4	14.4	9.3	18.6
都昌	6.0	6.8	10.8	16.6	22.4	26.3	30.0	30.4	26.1	20.0	13.9	8.2	18.1
平均	5.9	6.9	11.1	16.8	22.4	26.0	29.4	29.9	25.7	19.9	14.2	8.2	18.0

注：以上数据来鄱阳湖水文网

### (5)、水流速度

曾实测到星子的最大点流速 1.48m/s，湖口是 2.85m/s。

表 2.3 鄱阳湖 2010 年北湖水文数据统计表

站点 编号	都昌		星子		蛤蟆石	湖口			平均
	水位 (m)	流速 (m/s)	水位 (m)	流速 (m/s)	流速 (m/s)	水位 (m)	流速 (m/s)	流量 (m <sup>3</sup> /s)	流速 (m/s)
1	8.40	1.21	8.06	0.54	0.09	7.71	0.29	1840	0.33
2	10.38	1.15	9.93	0.44	0.16	8.56	0.46	3320	0.57
3	13.70	0.31	13.01	0.34	1.18	11.71	0.81	12900	0.71
4	12.36	0.70	11.33	0.47	0.75	11.10	0.93	6220	0.71
5	14.61	0.17	14.51	0.42	0.51	14.15	0.69	10200	0.45
6	16.78	0.22	16.96	0.13	0.42	16.86	0.46	13000	0.22
7	19.23	0.19	19.72	0.27	0.34	19.25	0.78	11500	0.18
8	17.90	0.09	17.70	0.27	0.20	19.11	0.39	7780	0.18
9	16.64	0.03	16.99	0.07	0.14	16.83	0.46	2850	0.11
10	13.55	0.25	14.71	0.39	0.17	14.30	0.48	6930	0.31
11	10.48	0.28	9.27	0.34	0.23	10.52	0.26	2340	0.30
12	11.26	1.48	10.37	1.22	0.84	9.68	1.01	4870	0.64

注：以上数据来自 2010 年鄱阳湖水资源动态监测通报

表 2.4 湖口水道区流速 (m/s) 统计表

时间	主航道	洲滩
汛期	0.46	0.26
枯期	0.63	无
平水期	0.54	0.26



### 2.1.3 水质特征

根据日前公布的最新鄱阳湖水资源动态监测通报,2010年鄱阳湖水质总体良好,整个湖区水质全年平均值基本符合国家Ⅱ类地表水标准,尤其是北湖属于出湖水道部分,水质比是整个湖区最好的。入湖水质Ⅰ-Ⅲ类水达96.1%,比2009年上升10.1个百分点;湖区水质Ⅰ-Ⅲ类水达43.4%;水质最好为7月份,Ⅰ-Ⅲ类水达100%,2月份水质最差,情况与2009年基本持平。目前,鄱阳湖水域主要污染物为总磷、氨氮。

据2010年各站水质监测资料,鄱阳湖水质现状如下,pH值,全湖大部分湖区属中性,水质良好,为Ⅰ类水。溶解氧:全湖为Ⅰ类水。总硬度:只有蛤蟆石湖区出现过短时间为Ⅱ类水,其他湖区为Ⅰ类水,全湖属软水。化学耗氧量:只有饶河入湖口和蚌湖湖区有过短时间的较严重污染,属Ⅲ类水外,其他湖区均为Ⅰ类水。氨氮和氯化物:全湖均为Ⅰ类水。砷、汞、六价铬等有毒物质都未检出;但酚的检出率较高,枯水期的含量超地面水水质标准的较多,大部分湖区为Ⅱ类水。农药中,未检出五氯酚钠,但六六六的检出率较高,局部湖区甚至超过饮用水、渔业水标准。另外,湖水中总氮和总磷的含量也较高。目前,鄱阳湖水质已受到污染但总体情况尚属良好。

### 2.1.4 纳污情况

鄱阳湖北湖狭长,水深较深,是湖泊入江的主航道区,流速相对较快,污物的扩散和降解能力较强。其主要污染外源位于北半湖南端,河段入湖水质相对较好,在湖区段也没有容纳太多污染物质。除此之外,北半湖两侧河溪,纳污量都很小,对北半湖的水质影响都不大。北湖邻近的九江市虽也是湖区内的重要城市,有着交大的工业废水和生活污水产量,但九江市区紧临长江其相应的污染物质大都未排入北湖,而是直接排入长江干流水道。因此,北半湖的水体耗氧类污染物浓度较低,水质相对较好<sup>[52]</sup>。据统计,无论是在丰水期还是枯水期,鄱阳湖的有机污染物约80%都是由五河带来的,约不足20%来自于湖盆区。

作为鄱阳湖的下游水域,老爷庙-湖口段的有机污染物主要是承接上游五河来水汇入的还未被降解消除的物质,据调查,本湖段无大的点源污染排污口,仅在一定程度上受面源污染的影响,而对于面源污染由于北湖湖区周边地形复杂多样,流域边界和具体发生位置难以确定,所以很难具体定量。经过实地调

查，本区的面源污染来源于三个方面：生活污染、禽畜污染和农业面源污染。

(1)、生活污染

湖区的生活污染主要是沿湖流域的居民（包括星子、湖口和都昌地区的一部分）产生的生活污水。其中  $\text{NH}_3\text{-N}$  和  $\text{BOD}_5$  的量可采用下式进行估算：

$$n_1 = N \times n' \times e \quad (2.1)$$

其中：N—总人口数，人；

$n'$ —每人每天的平均污染负荷， $0.005\text{kgNH}_3\text{-N/d} \cdot \text{人}$ ， $0.025\text{kg BOD}_5/\text{d} \cdot \text{人}$ ；

$e$ —入湖率，取 0.05。

由上式可估算北湖湖区的生活污染负荷，如下表

表 2.5 生活污染负荷计算表

年份	入湖负荷	总人口 (万人)	$\text{NH}_3\text{-N}$ (kg/d)		$\text{BOD}_5$ (kg/d)	
			产生量	入湖量	产生量	入湖量
2000	都昌县	23.4	1170	58.50	5850	292.50
	星子县	23.1	1160	57.80	5780	289.00
	湖口县	26.8	1348	67.40	6750	337.5
2001	都昌县	23.6	1180	59.00	5900	295.00
	星子县	23.4	1170	58.50	5850	292.50
	湖口县	26.9	1355	67.75	6725	336.25
2002	都昌县	23.8	1190	59.50	5950	297.50
	星子县	23.6	1180	59.00	5900	295.00
	湖口县	27	1360	68.00	6750	337.50
2003	都昌县	24.0	1200	60.00	6000	300.00
	星子县	23.8	1190	59.50	5950	297.50
	湖口县	27.2	1370	68.50	6850	342.50
2004	都昌县	24.4	1220	61.00	6100	305.0
	星子县	24.0	1200	60.00	6050	302.5
	湖口县	27.3	1365	68.25	6825	341.15
2005	都昌县	24.8	1240	62.00	6200	310.00
	星子县	24.1	1210	60.50	6050	301.50
	湖口县	27.5	1375	68.75	6835	341.75

第2章 鄱阳湖老爷庙至湖口段环境概况

年份	入湖负荷	总人口 (万人)	NH <sub>3</sub> -N (kg/d)		BOD <sub>5</sub> (kg/d)	
			产生量	入湖量	产生量	入湖量
2006	都昌县	25.3	1265	63.25	6325	316.25
	星子县	24.3	1210	60.50	6080	304.00
	湖口县	27.7	1380	69.20	6920	346.00
2007	都昌县	25.7	1285	64.25	6425	321.25
	星子县	24.7	1235	61.75	6175	308.75
	湖口县	28.1	1450	70.25	7025	351.25
2008	都昌县	26.1	1305	65.25	6525	326.25
	星子县	25.2	1260	63.00	6300	315.00
	湖口县	28.5	1425	71.25	7125	356.25
2009	都昌县	26.4	1320	66.00	6600	330.00
	星子县	25.7	1285	64.25	6425	321.25
	湖口县	28.8	1440	72.00	7200	360.00
2010	都昌县	26.7	1335	66.75	6675	333.75
	星子县	26.0	1300	65.00	6500	325.00
	湖口县	29.1	1455	72.75	7275	363.75

注：总人口数来源于江西省统计年鉴。

(2)、禽畜污染

近些年农村大力发展规模化养殖，再给农村带来巨大经济利益的同时，对农村的环境也带来巨大的破坏，由于缺乏对禽畜粪便的处理相当一部分粪便被排入河流或随意堆放随雨水带入河流造成水体污染。

据实地调查，本区域的禽畜养殖主要以牲猪养殖为主，故禽畜污染只考虑主要的即牲猪养殖场产生的污染。其中产生的 NH<sub>3</sub>-N 和 BOD<sub>5</sub> 的量可采用下式进行估算：

$$n_2 = N' \times h \times e \quad (2.2)$$

其中：n<sub>2</sub>—污染物排放量，kg/d；

N'—研究区域的生猪数目，头；

H—每头猪每天的平均污染负荷，0.025kgNH<sub>3</sub>-N/d·头，0.125kg BOD<sub>5</sub>/d·头；

e—入湖率，此处取 0.05。

由上式可估算北湖主要的禽畜污染负荷，如下表：

表 2.6 牲猪污染负荷计算表

年份	入湖负荷	牲猪总数 (头)	NH <sub>3</sub> -N (kg/d)		BOD <sub>5</sub> (kg/d)	
			产生量	入湖量	产生量	入湖量
2000	都昌县	60211	1505.28	75.26	7526.38	376.32
	星子县	77698	1942.45	97.12	9712.25	485.61
	湖口县	108075	2701.88	135.09	13509.38	675.47
2001	都昌县	61302	1532.55	76.63	7662.75	383.14
	星子县	71105	1777.63	88.88	8888.13	444.41
	湖口县	108503	2712.58	135.63	13562.88	678.14
2002	都昌县	62076	1551.9	77.6	7759.5	387.98
	星子县	68972	1724.3	86.22	8621.5	431.08
	湖口县	107523	2688.08	134.4	13440.38	672.02
2003	都昌县	71208	1780.2	89.01	8901	445.05
	星子县	59812	1495.3	74.77	7476.5	373.83
	湖口县	82396	2059.9	103	10299.5	514.98
2004	都昌县	76876	1921.9	96.1	9609.5	480.48
	星子县	56765	1419.13	70.96	7095.63	354.78
	湖口县	86504	2162.6	108.13	10813	540.65
2005	都昌县	78860	1971.5	98.58	9857.5	492.88
	星子县	70622	1765.55	88.28	8827.75	441.39
	湖口县	98735	2468.38	123.42	12341.88	617.09
2006	都昌县	79012	1975.3	98.77	9876.5	493.83
	星子县	75158	1878.95	93.95	9394.75	469.74
	湖口县	104012	2600.3	130.02	13001.5	650.08
2007	都昌县	87120	2178	108.9	10890	544.5
	星子县	79088	1977.2	98.86	9886	494.3
	湖口县	105681	2642.03	132.1	13210.13	660.51
2008	都昌县	80254	2006.35	100.32	10031.75	501.59
	星子县	78690	1967.25	98.36	9836.25	491.81
	湖口县	102615	2565.38	128.27	12826.88	641.34
2009	都昌县	79028	1975.7	98.79	9878.5	493.93
	星子县	701126	1752.81	87.64	8764.07	438.2
	湖口县	110566	2764.15	138.21	13820.75	691.04
2010	都昌县	71282	1782.05	89.1	8910.25	445.51
	星子县	67896	1697.4	84.87	8487	424.35
	湖口县	110898	2772.45	138.62	13862.25	693.11

注：牲猪头数来源于江西省统计年鉴。

## (3)、农业面源污染

鄱阳湖地区经济一直以农业为主，是典型的传统农业生产区。因此农业污染源是影响鄱阳湖水环境质量的一个重要因素。农业污染源主要表现为农业面源污染，其中以化肥的大量使用造成的污染为主，因为化肥的有效利用率只有30%，未被吸收的有机元素很容易通过地表径流进入水体。我们可以根据研究区域的化肥施用量来估算农业面源污染负荷。

其中产生的  $\text{NH}_3\text{-N}$  的量可采用下式进行估算：

$$n_3 = M \times a \times b \times c \times d \times e \quad (2.3)$$

其中：  $n_3$ —产生的  $\text{NH}_3\text{-N}$  的量，kg/d；

$M$ —化肥的施用量，kg/d；

$a$ —氮肥所占的比率，取 0.6；

$b$ —氮肥流失率，取 0.3；

$c$ —氮肥含氮率，取 0.3；

$d$ — $\text{NH}_3\text{-N}$  的转化率，取 0.1；

$e$ —入湖率，此处取 0.05；

产生的  $\text{BOD}_5$  的量可采用下式进行估算：

$$n'_3 = M \times a' \times b' \times e / 365 \quad (2.4)$$

其中：  $n'_3$ —产生的  $\text{BOD}_5$  的量，kg/d；

$M$ —研究区域农田面积，亩；

$a'$ —标准农田  $\text{BOD}_5$  源强系数，取  $3\text{kg}/\text{亩} \cdot \text{年}$ ；

$b'$ —流失率，取 0.3；

$e$ —入湖率，取 0.05；

由上面两个公式即可估算北湖湖区的主要的  $\text{NH}_3\text{-N}$  和  $\text{BOD}_5$  的入湖负荷，如下表：

第2章 鄱阳湖老爷庙至湖口段环境概况

表 2.7 农业面源污染负荷计算表

年份	年湖负荷	农田面积 (公顷)	化肥施用量 (吨/a)	NH <sub>3</sub> -N (kg/d)		BOD <sub>5</sub> (kg/d)	
				产生量	入湖量	产生量	入湖量
2000	都昌县	12077	6320	93.52	4.68	434.77	21.74
	星子县	9653	4508	66.70	3.34	347.51	17.38
	湖口县	16084	8061	119.28	5.96	579.02	28.95
2001	都昌县	11503	8013	118.57	5.93	414.11	20.71
	星子县	9433	6774	100.23	5.01	339.59	16.98
	湖口县	15808	8774	129.83	6.49	569.09	28.45
2002	都昌县	13205	9210	136.28	6.81	475.38	23.77
	星子县	9172	6514	96.39	4.82	330.19	16.51
	湖口县	13796	10913	161.48	8.07	496.66	24.83
2003	都昌县	12897	6702	99.17	4.96	464.29	23.21
	星子县	8868	4620	68.36	3.42	319.25	15.96
	湖口县	13798	11461	169.59	8.48	496.73	24.84
2004	都昌县	12770	7325	108.39	5.42	459.72	22.99
	星子县	9123	4609	68.20	3.41	328.43	16.42
	湖口县	13986	12628	186.86	9.34	503.50	25.17
2005	都昌县	13245	9076	134.30	6.71	476.82	23.84
	星子县	9129	2425	35.88	1.79	328.64	16.43
	湖口县	13855	13782	203.93	10.20	498.78	24.94
2006	都昌县	13024	10768	159.33	7.97	468.86	23.44
	星子县	10532	3675	54.38	2.72	379.15	18.96
	湖口县	18362	14045	207.82	10.39	661.03	33.05
2007	都昌县	12863	11352	167.98	8.40	463.07	23.15
	星子县	9762	4890	72.36	3.62	351.43	17.57
	湖口县	16721	16084	237.99	11.90	601.96	30.10
2008	都昌县	12300	8471	125.35	6.27	442.80	22.14
	星子县	8560	6540	96.77	4.84	308.16	15.41
	湖口县	13470	20428	302.27	15.11	484.92	24.25
2009	都昌县	12006	8489	125.61	6.28	432.22	21.61
	星子县	8556	6613	97.85	4.89	308.02	15.40
	湖口县	13098	20679	305.99	15.30	471.53	23.58
2010	都昌县	11970	9237	136.68	6.83	430.92	21.55
	星子县	8246	5843	86.46	4.32	296.86	14.84
	湖口县	11420	22066	326.51	16.33	411.12	20.56

注：农田面积和化肥施用量来源于江西省统计年鉴。

对以上归纳计算的三类非点源污染负荷进行统计，可得北湖历年的纳污负荷，具体见下表：

表 2.8 北湖纳污情况汇总表

年份	入湖负荷	生活污染 (kg/d)	禽畜污染 (kg/d)	农业面源污染 (kg/d)	合计 (kg/d)
2000	NH <sub>3</sub> -N	183.70	307.47	13.98	505.15
	BOD <sub>5</sub>	919.00	1537.40	68.07	2524.47
2001	NH <sub>3</sub> -N	185.25	301.14	17.43	503.82
	BOD <sub>5</sub>	923.75	1505.69	66.14	2495.58
2002	NH <sub>3</sub> -N	186.50	298.22	19.71	504.43
	BOD <sub>5</sub>	930.00	1491.08	65.11	2486.19
2003	NH <sub>3</sub> -N	188.00	266.78	16.86	471.64
	BOD <sub>5</sub>	940.00	1333.86	64.01	2337.87
2004	NH <sub>3</sub> -N	189.25	275.19	18.17	482.61
	BOD <sub>5</sub>	948.65	1375.91	64.58	2389.14
2005	NH <sub>3</sub> -N	191.25	310.28	18.71	520.24
	BOD <sub>5</sub>	953.25	1551.36	65.21	2569.82
2006	NH <sub>3</sub> -N	192.95	322.74	21.08	536.77
	BOD <sub>5</sub>	966.25	1613.65	75.45	2655.35
2007	NH <sub>3</sub> -N	196.25	339.86	23.92	560.03
	BOD <sub>5</sub>	981.25	1699.31	70.82	2751.38
2008	NH <sub>3</sub> -N	199.50	326.95	26.22	552.67
	BOD <sub>5</sub>	997.50	1634.74	61.79	2694.03
2009	NH <sub>3</sub> -N	202.25	324.64	26.47	553.36
	BOD <sub>5</sub>	1011.25	1623.17	60.59	2695.01
2010	NH <sub>3</sub> -N	204.50	312.59	27.48	544.57
	BOD <sub>5</sub>	1022.50	1562.97	56.94	2642.41

## 2.2 社会经济状况

鄱阳湖老爷庙-湖口段水域，由松门山开始依次流经都昌县、星子县、湖口县和九江市市区。

都昌县位于江西省北部，隶属九江市，处“五水汇一湖”要冲，南联五水，

北通长江，全县总面积 2669.53 平方公里，其中水域面积为 1338 平方公里，辖区 24 个乡镇，人口约 79 万。都昌资源丰富，地广物丰，是个农业大县，水产产品种类繁多，珍珠、青虾、银鱼、蟹等特种水产名扬天下。都昌还有丰富的地矿资源：花岗石、白钨、铅、锌、金、石英、硅砂、陶土等储量丰富。

星子县位于赣北，由相传“有星坠湖”而得名。全县幅员总面积 894 平方公里。背靠庐山，面临鄱阳湖，东与都昌县隔湖相望，西邻九江、德安两县，南止永修县，北接庐山区。县城建成区面积 5.2 平方公里，常住人口 5 万人；星子县拥有百余家生态农庄，花卉苗木、优质水稻、早熟梨、特种水产、鄱湖野鸭成为农业的特色的支柱产业。2010 年，星子县的“西河戏”，入选第三批国家级非物质文化遗产名录。星子县交通十分便利，境内有北京至广州的 105 国道，水上运输四通八达。星子县非金属矿产资源丰富，有铍、钼、铌、铁矿，独居石、混合花岗岩、高岭土（瓷土）、钾长石、云母、石英、云母石英片岩、砂及温泉等 24 种矿产资源，特别是瓦板岩（青石）、花岗岩、高岭土（瓷土）等早为星子劳动人民所发现，世代开采，驰名国内外。星子县拥有丰富的非金属矿产资源，砂、石、土等种类多，品质优，地质远景储量大，开采条件好，具有得天独厚的优势，在九江市、江西省都占有一定地位。

湖口县位于江西省北部，长江南岸，总面积 669.33 平方千米。是环鄱阳湖水运进入长江的必经之地，是长江中下游天然的深水良港。农业是主导产业。粮棉油等常规农产品是农业收入的基础，水产业、无核柿、药材是特色产业。发展龙头企业有江西大家食品有限公司、钟山药业、东坡水产品加工厂、华征水产品加工厂、年丰公司、绿宇食品有限公司、商业畜禽公司等龙头企业 29 家；有 10 个农业基地获得省无公害基地认证，湖口鳊鱼、鳙鱼获国家“无公害农产品”认证；钟山药业生产的蒲公英系列中药产品获国家中药保护；东坡水产品加工厂和大家食品有限公司生产的糟鱼获得了省外外贸厅颁发的自营出口认证书；湖口螃蟹大多数为大湖养殖，品质较好。

九江市位于江西省北部、长江中下游南岸，地处赣、鄂、湘、皖四省交界处，总面积 18823 平方公里。九江市是长江沿岸经济重镇，城区面积、城区人口和经济实力仅次于省会南昌，是江西省第二大城市。境内交通十分便利，有铜九线、线、京九线等铁路线贯通。九江地处黄金水道中下游，是大京九铁路与万里长江唯一交点城市。九江（昌九）城际高铁是中国第二条城际高速铁路，江西省第一条城际高速铁路——九江（昌九）城际铁路 2010 年 9 月 20 日正式

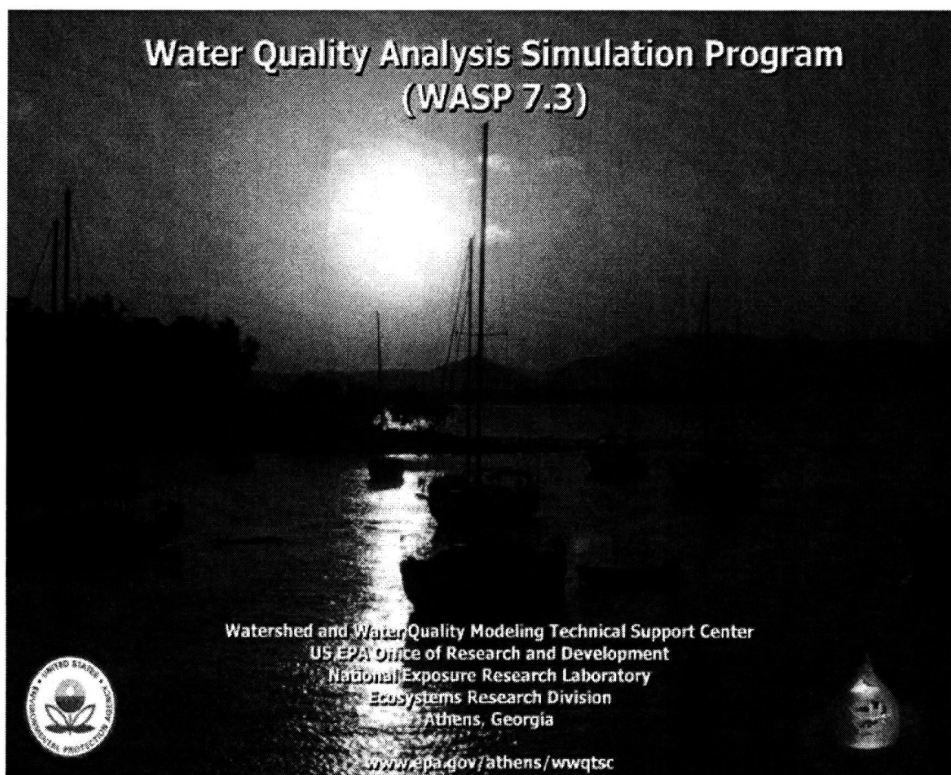


运营通车。九江特产有庐山鲜笋、武宁棍子鱼、羽绒制品、大理石、庐山云雾茶、湖口豆豉、鄱湖珍品--银鱼、特色产业-小山竹、瑞昌山药、云山云雾茶、庐山石鱼等。九江自然资源丰富，其中矿产种类有非金属、金属和能源矿产三大类 80 种，其中锡、锑、金、萤石储量居全省首位，铜居第二，钨居第三。便利的交通资源，丰富的自然资源和优越的区位优势，使得九江的投资环境十分优越。植物种类和种源 3400 种以上，高等植物为 2800 余种，其中国家重点保护的珍稀植物多达 86 种；全市森林覆盖率约 43%；动物种群中有留鸟类 115 种、候鸟类 126 种，鱼类 140 余种。全市拥有石油化工、机械电子、建材冶金、纺织服装、等支柱产业为骨干的工业体系，京九、华东、柴桑、天马等辐射全国的 10 大市场初具规模。九江，一个全方位、高质量、开放型的发展格局已经形成。

## 第3章 WASP 水质模拟程序使用开发研究

WASP 水质模型在国外的应用较为广泛，近几年来，国内也有越来越多的高校和科研单位开始运用 WASP 来解决国内水环境问题，但在 WASP 只有自带的英文用户手册，并没有相关的中文翻译资料，这对初学者来说就增大了学习的难度，必然会影响对 WASP 模型的研究进度。针对此现状，本文对 WASP 程序的应用研究汇总如下：

### 3.1 WASP7.3 模型介绍



水质模拟分析预测程序 WASP7.3 是 WASP 原始版本的加强升级版。WASP7 版本是 2005 年研发出来的能够在 XP 和 Windows2000 系统下运行的，其运行速度是 DOS 版本的 10 倍以上。

WASP7 可用于分析与预测由自然现象和人为污染等引起的各种水质污染，为环境管理决策提供参考。WASP7.3.1 是具有可视化的动态模型系统，是可以用的

来模拟地表水中污染物迁移和转化的通用的模型，可以用来对河流、湖泊、河口、水库和沿海水域的一系列水质问题进行分析预测。它即包括水体也可包括底栖生物等。WASP7 的基本方程中包含了弥散、平流、非点源和点源负荷以及边界条件的改变随时间变化的过程。

WASP7.3 模型的使用方法，首先是将河网模型进行概化处理，然后按照以下几个步骤进行：

- (1)、水动力研究，要应用动力模型程序 DYNHYD；
- (2)、水质营富养化研究、环境毒理学研究和质量传输研究。环境毒理学研究要用 TOXI 模块来校核完成，研究水流中物质传输要用示踪剂；
- (3)、研究水中和底泥中的物质的相互转化规律，要依据实验室研究和现场监测及参数估计相结合才能完成，其模型计算结果要进行验证；
- (4)、研究污染物质会如何影响环境。

### 3.1.1 WASP7.3 模型的界面组成及功能

WASP 模型经过升级后，WASP7.3 版本在界面的设计上融入了很多人性的因素，形成了友好的模型界面。WASP7.3 将环境模拟过程中经常使用的选项，从下拉菜单中列出来，形成了使用方便的工具栏，（见图 3.1）。由图 3.1 可见，WASP7.3 版本的界面不但简洁明了，而且操作方便、任务全面。

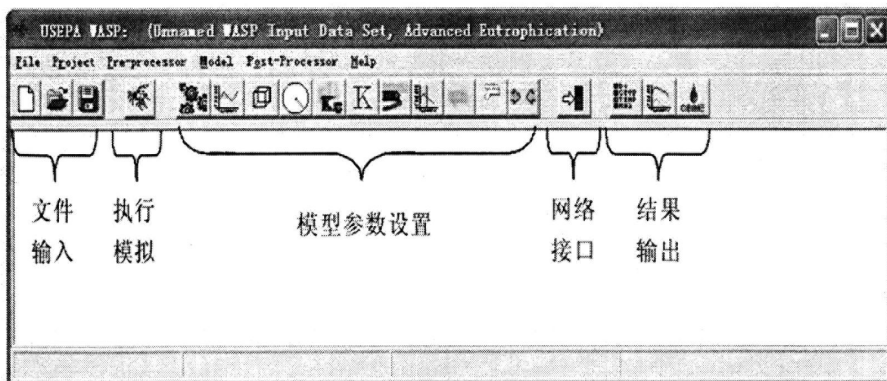
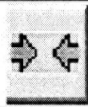
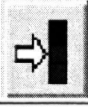




图 3.1 WASP7.3 模型操作界面

下面将 WASP7.3 操作界面上工具栏的组成及其基本功能进行说明。

表 3.1 WASP7.3 模型常用模块表

工具图标	英文名称	中文名称	功能说明
	New	新建	创建一个新的模型输入文件.wif
	Open	打开	打开一个已有的模型输入文件
	Save	存储	存储 (*.wif) 文件
	Execute	运行	模型开始运行
	Simulation Control	设置基础参数	模型的基础参数设置, 如模型描述、类型选择、模拟区间与时间步长设置、水力学参数设置或非点源数据链接、重启选项、库容设置以及模型的方程选择等
	Print Interval	设置输出时间间隔	对模拟结果的输出时间间隔进行设置
	Segment Properties	块或段	设置模型“块”或“段”的相关信息, 如“段”的定义、扩散系数、初始浓度和环境参数
	Parameter Switches	参数开关	选择对模拟过程所需要的参数进行选择
	Constants	常数	设置模拟水质指标有关的模型常数及动力学参数
	Loadings	污染负荷	对模拟区域的污染负荷进行设置
	Kinetic Time Functions	动力学时间函数	设置特定动力学时间函数
	Dispersive Exchanges	交换扩散	设置模型“块”或“段”之间的物质交换和物质扩散
	Advective Flows	流量	对边界处的流量进行设置

工具图标	英文名称	中文名称	功能说明
	Boundary Concentrations	边界浓度	对模型的各项边界浓度进行设置
	Import Network	网络接口	读取 WASP 后缀名为.wnf 的连接文件
	Post-processor	模型后处理器	主要用于将模拟的结果进行可视化输出
	Abort	强行中止	对模型运行过程中进行强行中止。

### 3.1.2 WASP7.3 模型原理

WASP7.3 的基本方程是以质量守恒定律为基础建立的。为了确保质量守恒计算能够进行，我们要给模型设定七个特性输入数据：定义模拟的区段；对流和扩散迁移系统；污染物的初始浓度；水动力学参数、时间函数和模型常数；点源和非点源的污染物负荷；边界浓度；模拟及输出控制。

#### (1)、质量平衡方程<sup>[53]</sup>

在指定的研究水域中，溶解态成份的质量平衡方程包括由点源和非点源负荷流入和流出的所有物质。模型中的平移—扩散方程不仅考虑了物质在水中的对流和扩散迁移，还考虑了物质在水体中的化学、物理及生物等的变化过程。

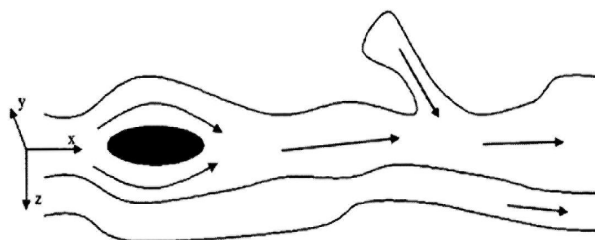


图 3.2 WASP7 模型坐标系统示意图

对于任一有限小水体微团流，其水质指标 C 的质量平衡方程如下式 3.1 所示：

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial C}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(U_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(U_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(U_z C) \\
 & + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) + S_L + S_B + S_K
 \end{aligned}
 \tag{3.1}$$

其中:  $t$ —时间,  $d$ ;

$C$ —水质指标的浓度,  $mg/L$ ;

$E_x$ 、 $E_y$ 、 $E_z$ —分别指纵向、侧向和垂向弥散系数,  $m/d$ ;

$U_x$ 、 $U_y$ 、 $U_z$ —分别指纵向、侧向和垂向对流速度,  $m/d$ ;

$S_B$ —边界负荷率, 包含上游、下游、底部和大气环境,  $g/(m^3 \cdot d)$ ;

$S_L$ —点源和非点源负荷率,  $g/(m^3 \cdot d)$ ;

$S_K$ —总动力转化系数, 正值为源, 负值为汇,  $g/(m^3 \cdot d)$ 。

为了计算方便, 我们假定模拟水体的横向和垂向是各向同性的、均匀的, 这样模型质量平衡方程的公式 (3.1) 就简化为一维形式, 见式 (3.2):

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = \frac{\partial}{\partial x}(-U_x AC + E_x A \frac{\partial C}{\partial x}) + A(S_L + S_B) + S_B + AS_K \quad (3.2)$$

其中:  $A$ —模拟水体的横截面积,  $m^2$

### (2)、WASP 模型网格结构

WASP 水质模型的网格结构可以看成是能够代表水体物理结构进行扩展的单元体, 称作“块”或“段”, 也就是将所研究水体分别在纵向、横向和垂向进行分块或分段处理。概化后的网格包括水流表层至底泥层。在模型单元体内, 水体中污染物在各向上均无浓度变化, 各点的流速和水位变化均匀。各单元体内部的污染物质以扩散的形式通过水体在各单元体之间进行交换。模型默认控制单元体内污染物浓度是均一的都等于形心处污染物的浓度。WASP 模型网格概化图示意如下:

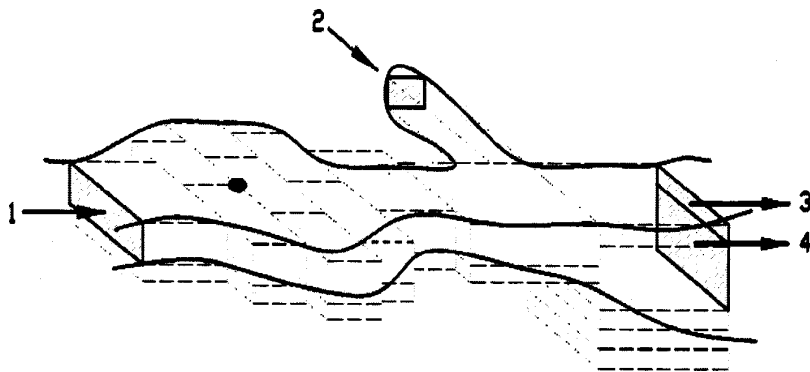


图 3.3 WASP 模型网格概化简图

### (3)、EUTRO 模块

当前版本的 WASP7.3 主要包括 Eutrophication、Advanced Eutrophication、Simple Toxicant、Organic Toxicant、Non-Ionizing Toxicant、Heat、Mercury、和 Periphyton 等八个模块。而鄱阳湖的主要污染物为氨氮和总磷就我们目前收集到的数据资料的情况，我们主要研究的污染指标为 DO、BOD<sub>5</sub> 和氨氮，因此，重点介绍 EUTRO（模拟氨氮和 BOD<sub>5</sub>）水质模拟模块。

WASP 模型中的富营养化模块 EUTRO 采用 POTOMAC 富营养化模型结合动力学，与 WASP 迁移模型相后，化学需氧量、溶解氧、生化需氧量、硝酸盐、有机氮、正磷酸盐和叶绿素 a 等物质在水体中的变化情况和迁移规律都可以来进行模拟和预测<sup>[54]</sup>。这些常规的指标又可以分为 4 个相互作用的子系统，即磷循环子系统、氮循环子系统、溶解氧平衡子系统及浮游植物动力学子系统。这四个系统的相互作用过程见图 3.4<sup>[55]</sup>

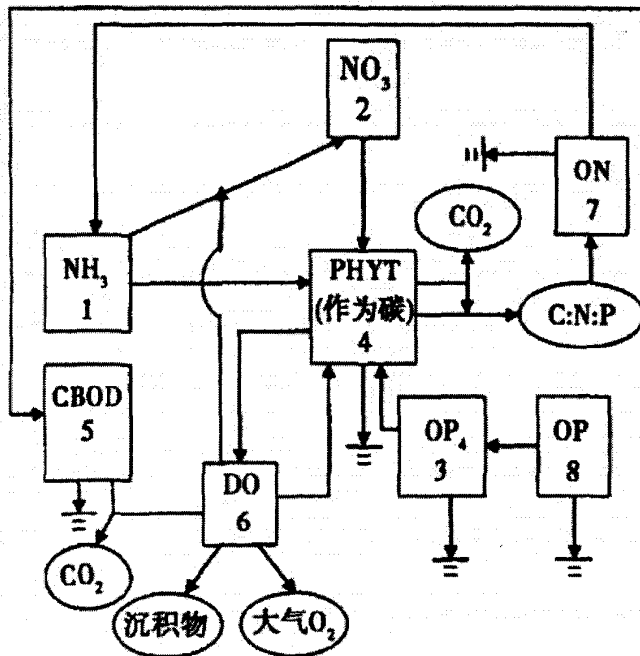


图 3.4 EUTRO 变量之间的相互转化关系

在图 3.4 中，主要考虑了水体中的浮游植物动力学过程以及溶解氧、氮和磷等富营养化指标在水体中的迁移转化规律。

### 3.2 模型网格概化研究

河流和湖泊数学模型包括水动力学模型和水质模型两部分。其中水动力学

模型是以动量守恒方程为基础建立的，而水质模型是以质量守恒方程为基础来建立的。一般来说，数学模型是将研究水体在空间上进行网格概化，使用有限元法或差分法等数学方法将水位、流速及各种水质组分浓度等值线分别在时间和空间上进行离散处理，最后利用数值计算方法进行求解<sup>[56-57]</sup>。

### 3.2.1 河流网格概化

河流支流较多，河网复杂，一般来说，在网格概化的过程中，为了简化计算过程，加快运算速率，我们通常以主河道为基础来进行网格概化。

河网概化的原则是：概化后的河网要能基本反映原河网的水力特征，也就是概化后的河网输水及调蓄能力应与实际河网基本一致。河道断面概化后沿程不发生变化。对于并联河道，可将邻近的几条平行河道概化成一条河道，概化后河道水面落差与原实际河道水面落差相等；概化后河道过水能力应与各并联河道过水能力之和相等。而串联河道，概化后河道的水位落差应等于实际河道各段的水位落差之和且断面过水能力应与各河段不同断面的过水能力相等。

### 3.2.2 湖泊网格概化

对于水塘和较小的湖泊，可将其按零维调蓄节点概化，即把这些水面归结到某些节点上，认为这些节点就是调蓄节点，对水流具有调蓄作用，调蓄面积为湖泊水面面积  $A_j$ ，水深为  $Z_j$ ，则该点的水量调节平衡方程为：

$$\Delta Q = \frac{d(A_j Z_j)}{dt} \quad (3.3)$$

如果湖泊网格过于全面就会导致网格庞大，计算量大，模拟时费力，实际上也没有必要。模型网络的构建应注意以下几点：

- (1)、控制单元体的体积与模型的时间步长密切相关；
- (2)、单元体的大小主要由模拟所要解决的问题的性质来决定；
- (3)、要综合考虑水体水质变化的频率分布、水体自身和外源负荷的变化、污染物浓度随时空间变化及水体特征的空间变化等因素；
- (4)、在满足实际需求的前提下，若能将各单元体的体积划分成大致相等就可以设置较大的时间步长，可以缩短模拟运行的时间，而且模拟结果也更为精确。
- (5)、在上、下游水文水质变化较大的区域，单元体的体积也要发生相应



的变化。

### 3.3 模型参数设置与输入研究

WASP7.3 的绝大部分传输数据都要在输入中进行设置，模型把输入数据编成了一定的格式，且将输入数据分成十一个模块，这些模块大体可归为四类：传输参数、环境参数、转化参数和边界参数。

(1)、传输参数：包含单元体之间的流量、网络连接结构、交换域的数目、交换断面的面积、离散系数、特征混合长度等。


(2)、环境参数：包含模型的名称、类型、时间步长、单元体信息（初始浓度、参数信息、溶解比例）、打印信息等。

(3)、转化参数：包含随空间变化的模型常数、参数以及动力学函数等。

(4)、边界参数：包含边界条件和污染负荷等。

(5)、外部输入文件：包括“\*.HYD”和“\*.NPS”两种类型文件，前者水动力学模型生成，后者由非点源负荷模型生成。

#### 3.3.1 模型基础参数设置

打开 WASP7.3, 点击 FILE, 然后下拉菜单中点击 NEW, 再点击“”(Data Set) 后会出现图 3.5 界面。

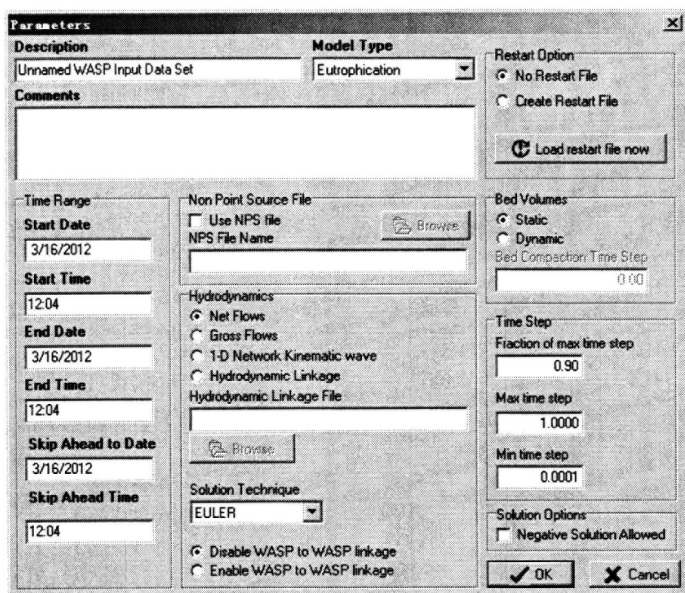

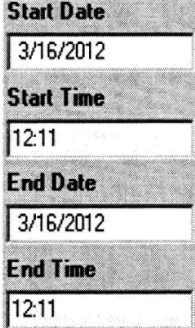
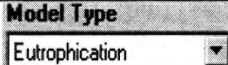
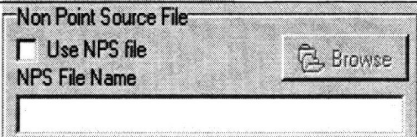
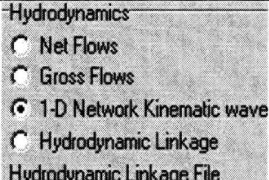
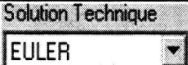
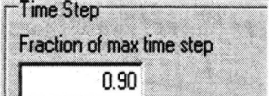



图 3.5 模型基础参数设置

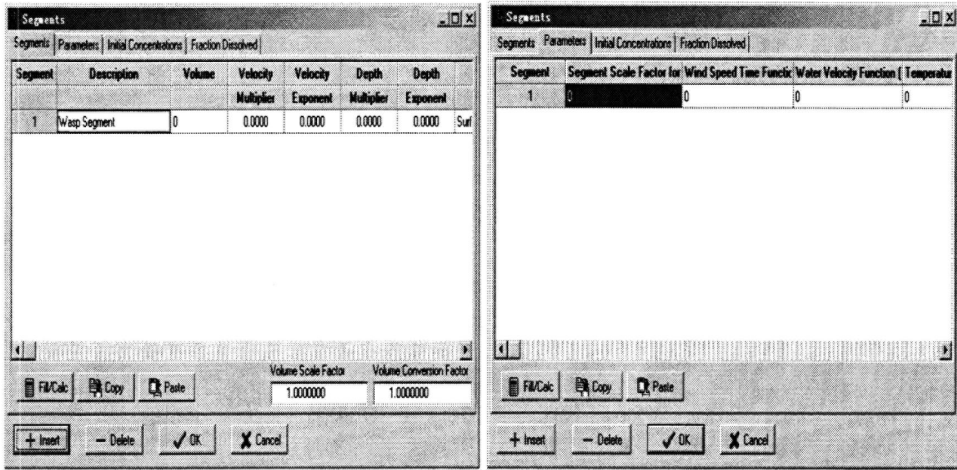
在模型基础信息设置界面下，用户可以进行如下操作：

表 3.2 基础参数设置中英文对照表

1		对模拟进行定义和描述
2		对模拟开始与终止的时间和日期进行定义
3		选择模型所使用的模块
4		对非点源数据文件进行导入
5		对水动力学模式进行选择，通常采用一维网格动力学波动模型
6		选择求解所采用的方程，一般是欧拉方程
7		确定模型的时间步长

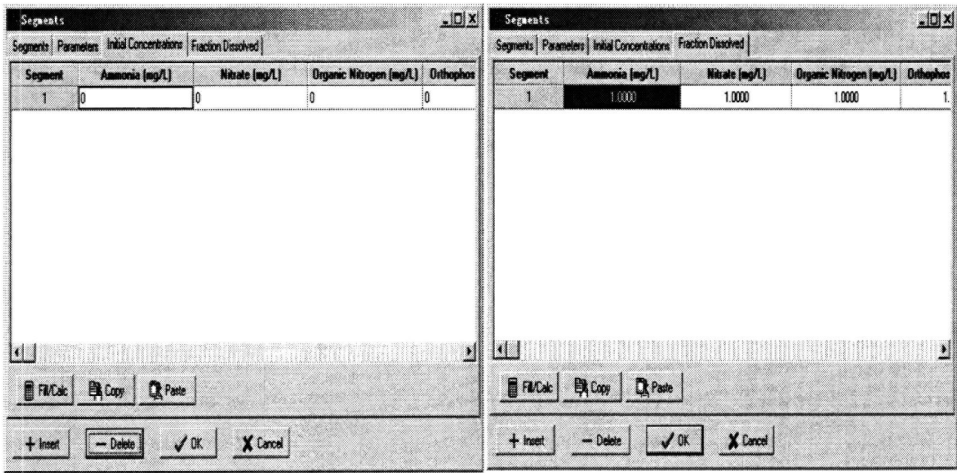
### 3.3.2 控制单元体数据设置

进入 WASP 主界面，点击图标 “” (Data Set) 出现图 3.6 界面，进行单元体的数据设定，在 WASP 模型中控制单元体称作“块”或“段”。在此模块中，我们可以对单元体的初始浓度、基本信息、溶解系数及特有的参数、进行设置。这些信息用于设定控制单元体的详细的几何资料包括控制单元体的长、宽、高、体积、水深、流速、粗糙率、坡度等基本信息。特有的参数是指底泥需氧量、底泥污染物通量、BOD<sub>5</sub>降解率、各动力学时间函数、底高程、水体吸光系数、太阳辐射强度等。



(a) 基本信息

(b) 特有参数



(c) 初始浓度

(d) 溶解系数

图 3.6 WASP 控制单元体信息输入

### 3.3.3 模型常数和变量参数

在主界面上点击“**K<sub>g</sub>**” (Data Set) 出现图 3.7 (a) 界面。点击“**K**” (Data Set) 出现图 3.7 (b) 界面。模型常数是指不随空间和时间变化而发生变化的水质过程的系数；模型参则是指会随河段不同而发生变化，但不随时间变化而变化的表征各种水质特性的系数。

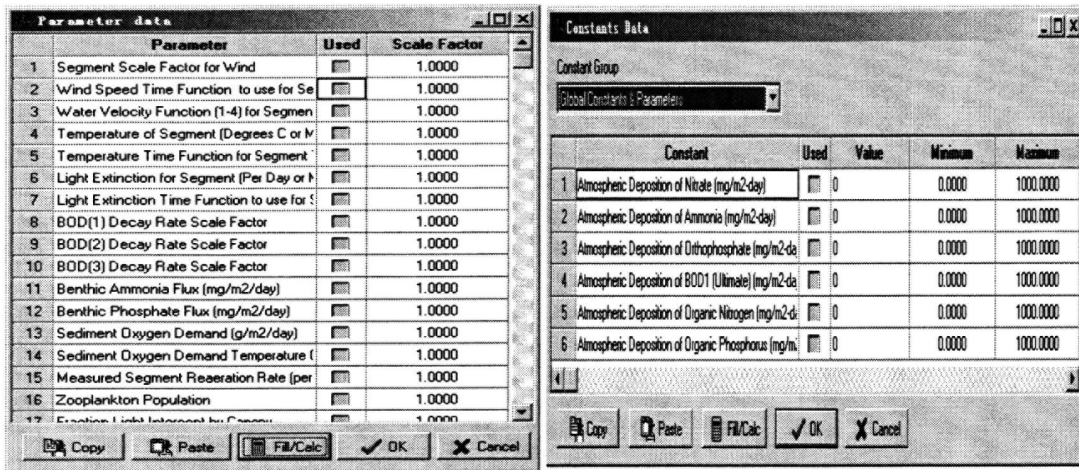


图 3.7 WASP 模型常数和参数的设置

### 3.3.4 离散交换

在模型中，离散交换作用不考虑底泥，仅考虑发生在水域中的离散交换。离散交换项是由四个输入模块组成，可以对地表水和间隙水的交换进行模拟。但在模拟固态分散作用及含有毒物质的表面流时，可将交换域数量设成一个且要选用水专栏分散作用；对底泥中的溶解性有毒物质交换进行模拟时，要将交换域数量设为两个或选用间隙水扩散。

离散交换的主要参数包括：发生交换湖段的起点和终点、湖段间的面积、湖段特征混和长度、以及离散系数值。

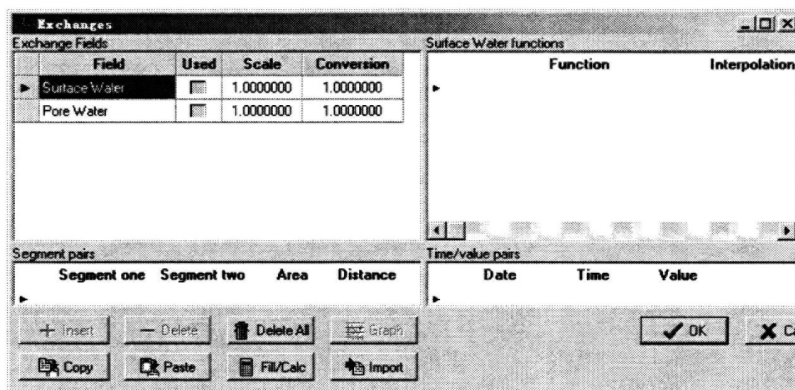



图 3.8 离散交换设置

### 3.3.5 流量

点击“”后会出现图 3.10 界面。与离散交换数据的输入相类似，不同的唯一点就是，有 6 种流场类型可供流量数据的输入进行选择，最多每种流场可定义 10 种流函数。输入数据必须在选定流场和流函数后才可以进行。在流量数据输入的同时还需要输入日期和时间。

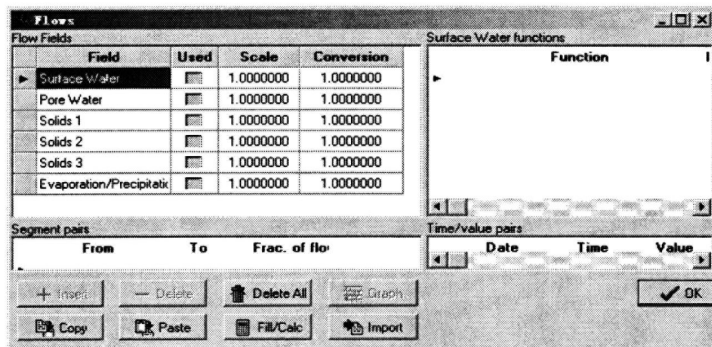


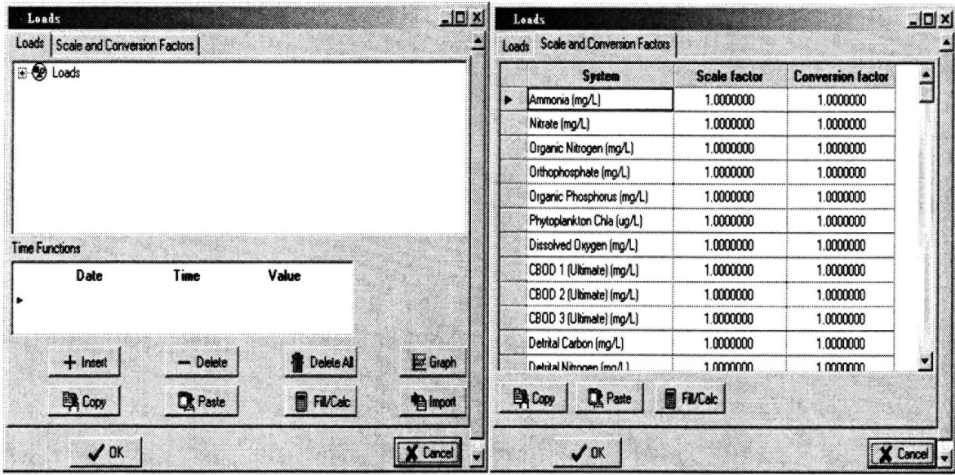


图 3.9 WASP 流量参数设置

### 3.3.6 污染负荷与边界条件

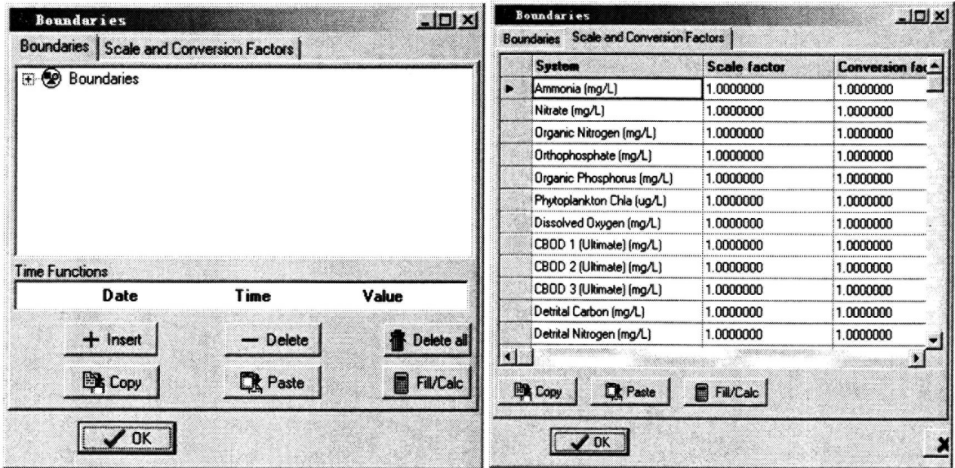
点击“”后会出现图 3.10 (a)、(b) 界面。污染负荷是指水体各个分区接收的污染物的量，单位为 kg/d。一般为瞬时且短暂排放，与流量无关<sup>[58]</sup>。转化信息及污染荷载比例也需要同时设定，可以通过改变转换系数的大小来实现污染负荷量的改变，时间信息则不用再在转换系数栏进行输入，只需要将转换系数改为 2 就可得到负荷加倍的结果

点击“”后会出现图 3.10 (c)、(d) 界面。设定边界条件的主要是为了表明外部模拟网络与 WASP 的交换量也就是流入和流出控制体的量。在流量模块中定义了水流输送模式之后，WASP7.3 就会自动确定边界区段。因此，流量资料必须先进行输入，之后再定义边界条件。



(a) 污染荷载比例与转化系数

(b) 污染负荷




(c) 边界条件比例与转化系数

(d) 边界条件

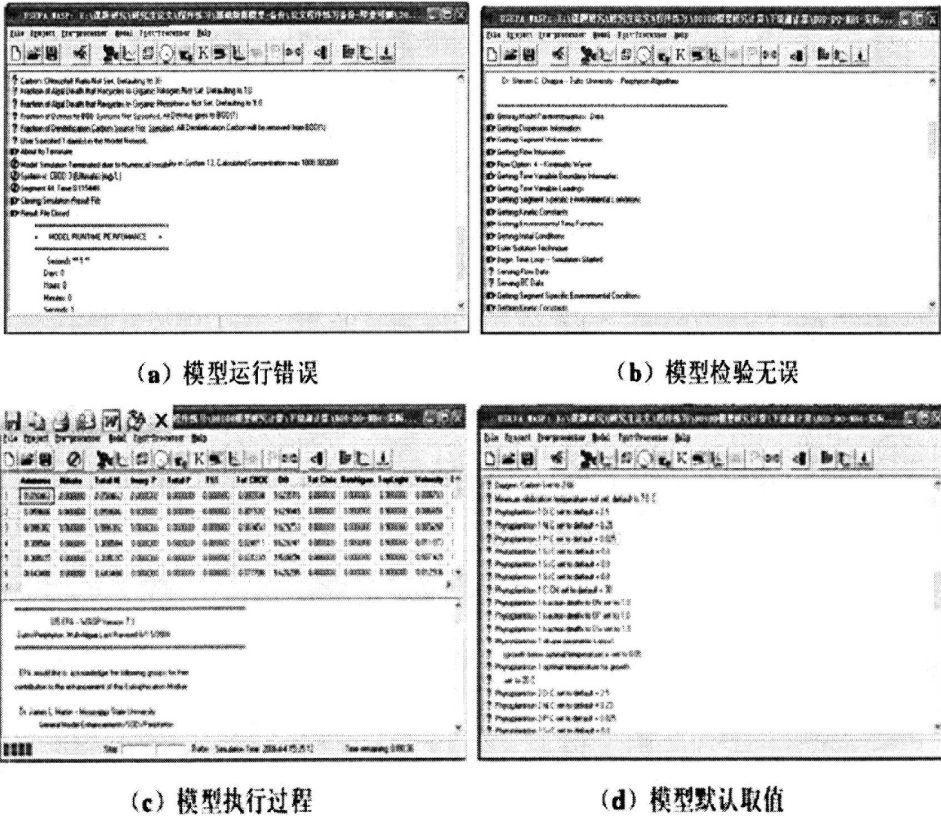
图 3.10 WASP 模型污染负荷与边界条件设置

### 3.4 模型执行操作

在 WASP7.3 中输入完模型所需要数据之后，就可以点击 “” 来进行模拟。与 WASP6.0 版本不同的是 WASP7.3 将对模型输入数据的正确性和完整性的检验直接并入模型执行中，模型预处理程序会自动进行效果检验，如果输入有误，模型将自动跳出，并弹出 3.11 (a) 界面；如果检验无误，模型将开始进行模拟，并出现图 3.11 (b)、(c)。此外，模型运行中所需的一些常量参数，将



会自动设定为默认值来计算：如最低硝化作用温度、氧碳质量比等，如 3.11 (d) 界面所示。




(a) 模型运行错误 (b) 模型检验无误  
(c) 模型执行过程 (d) 模型默认取值

图 3.11 WASP 模型执行界面

### 3.5 模拟结果的可视化


WASP7.3 的模拟结果采用独立运行后处理器的形式来实现可视化，我们可以通过 x/y 坐标折线图和二维网格图两种形式实现模拟结果的可视化效果，其中 x/y 坐标折线图实现模拟值与实测值的对比显示，其优点在于可以直观地显示数据的变化趋势；二维网格图则可以直接与 GIS 进行耦合处理，进而对数据进行空间化分析。

#### 3.5.1 模型计算结果浏览与调用

模型运行完毕后，子目录下会生成一个后缀名为“\*.BMD”的文件。通过工具栏中的“”按钮或菜单栏中的“后处理器”选项打开模型后处理器，

之后，再打开文件子目录下的“\*.BMD”结果文件，只有“x/y 坐标折线图”选项可用，“GIS 绘图”和“数据浏览”选项为不可用状态，要输入 GIS 绘图源文件之后才变为可用。

### 3.5.2 模型计算结果 x/y 坐标折线图的绘制：

首先打开 WASP 结果文件，点击“”进行 x/y 坐标折线图的绘制。在“曲线”下拉菜单中，通过“加载曲线”可以根据数据分析的需要对各个分区中各个参数变量的模拟结果进行加载。

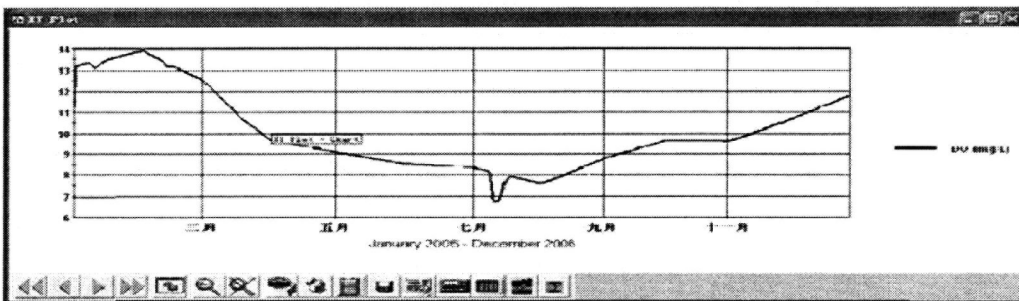


图 3.12 x/y 折线图形显示



此时，点击“”返回原界面，可继续加载曲线，点击“”可对 x/y 坐标折线图数据进行调用，如图 3.13 所示。

Table			
	DO (mg/L) [1] X	DO (mg/L) [1] Y	
▶ 1	1/1/2006 0:06:51	11.20	
2	1/2/2006 0:01:28	13.18	
3	1/3/2006 0:02:58	13.21	
4	1/4/2006 0:04:23	13.24	
5	1/5/2006 0:05:43	13.26	
6	1/6/2006 0:39:42	13.29	
7	1/7/2006 1:52:33	13.32	
8	1/8/2006 2:17:06	13.33	

图 3.13 x/y 坐标折线图数据



## 第4章 模型在鄱阳湖老爷庙至湖口段参数的率定及模型适用性研究

### 4.1 模型的建立与验证

#### 4.1.1 模型的简化

##### (1)、对湖段的简化

根据鄱阳湖老爷庙—湖口段的水域特点,本文将研究湖段概化为一长48km、宽2.5km的长方形湖面来进行处理,湖深根据枯、丰、平三个时期的多年水位平均值,拟定枯水期平均湖深7m,平水期10m,丰水期15m。

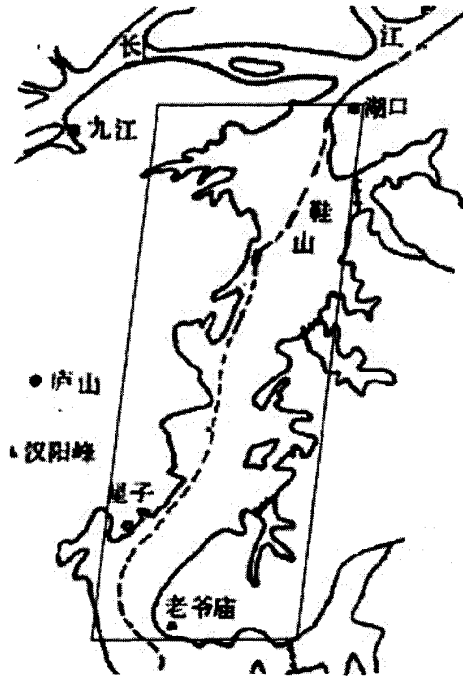


图4.1 鄱阳湖老爷庙-湖口段水域概化图

##### (2)、对水质模拟方程的简化

鄱阳湖老爷庙—湖口段水域作为鄱阳湖的主水道区,流速比南部湖区要快得多,多年平均流速为0.46m/s(丰水期),0.54m/s(平水期),0.63m/s(枯水期),最大流速高达2m/s。水流自西南向东北,以纵向流动为主,且本湖段笔直修长,汇入的支流较小。综合以上特点,本文将研究湖段概化为河流来进行模拟,其

水质模型按一维纵向简化, 则简化后的模型方程为:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}(U_x C) + \frac{\partial}{\partial x}(E_x \frac{\partial C}{\partial x}) + S_K + S_B + S_L \quad (4.1)$$

其中:  $c$ —有机污染物浓度, mg/L;

$t$ —时间, s;

$S_K$ —总动力转化系数, 正值为源, 负值为汇,  $g/(m^3 \cdot d)$ ;

$S_L$ —点源和非点源负荷率,  $g/(m^3 \cdot d)$ ;

$S_B$ —边界负荷率, 包括上游、下游、底部和大气环境,  $g/(m^3 \cdot d)$ ;

$U_x$ —纵向对流速度, m/s;

$E_x$ —纵向弥散系数,  $m^2/s$ 。

### (3)、时间的概化

根据水流和水质的不同计算特征, 且兼顾计算精度和计算稳定性的需要, 模型的计算时间步长设为 1000s。

#### 4.1.2 参数的率定

WASP 水质模型包含很多参数与常数, 模拟的效果与这些参数有直接的关系, 因此参数的率定对模拟预测来说是非常重要的。确定参数的方法一般有四种<sup>[61]</sup>: ①、理论法: 从机理的角度来确定参数的值, 在机理不是很明确时大部分参数的值很难确定, 且误差很大; ②、经验法: 主要是依据前人研究的经验和成果来确定参数的值; ③、实验法: 利用实验的手段进行参数的计算来确定参数值, 但经常会受到人力、物力、财力等客观条件的限制; ④、模型校正法: 将实际观测的水质资料的数值直接代入模型, 通过运用经验公式或查阅文献资料得到参数的范围, 以此为基础运行模型, 使状态变量的模型计算值与观测值相差最小, 从而来确定参数的取值; 本文选用模型校正法来对参数进行率定。参数率定所需的数据采用 2009 年星子站和湖口站的水文水质监测数据。

针对研究湖段的水质特征结合模型的原理和所预测的 3 个因子模拟过程所涉及的参数, 我们筛选出几个重要的参数作为率定的对象: 水体纵向扩散系数  $E_x$ 、20℃时 BOD 衰减速率系数  $k_d$ 、20℃时的复氧系数  $k_2$ 、底泥需氧量 SOD、20℃时的硝化率  $k_{12}$ 。通过类比我国湖泊水库和大河的相关研究资料, 结合本研究湖段与这些湖泊水库流态特征的最后确定几个主要参数如下表:

表 4.1 主要参数率定结果汇总表

名称	符号	率定值	单位	取值范围
纵向扩散系数	$E_x$	2.8	$m^2/s$	1-5
20° C 复氧速率	$K_2$	0.2	$d^{-1}$	0.05-0.4
20° C BOD 衰减 速率系数	$k_d$	0.2	$d^{-1}$	0.1-0.4
20° C 硝化速率	$K_{12}$	0.1	$d^{-1}$	0.05-0.2
底泥需氧量	SOD	0.1	$g/m^2.d$	0.03-3

表 4.2 模拟参数确定结果汇总表

名称	符号	率定值	单位
1. 纵向扩散系数	$E_x$	2.8	$m^2/s$
2. 粗糙率系数	$n$	0.025	/
3. 20 ° C 复氧速率	$K_2$	0.2	$d^{-1}$
4. 溶解氧的饱和度	$C_s$	9.12	$mgO_2/L$
5. 20 ° C BOD 衰减速率系数	$k_d$	0.2	$d^{-1}$
6. $k_d$ 的温度系数	$\Theta_d$	1.046	/
7. 氧的半饱和系数	$K_{BOD}$	0.5	$mgO_2/L$
8. 20 ° C 的消化率	$K_{12}$	0.105	$d^{-1}$
9. $K_{12}$ 的温度系数	$\Theta_{12}$	1.08	/
10. 氮的半饱和系数	$K_{NIT}$	0.51	$mgN/L$
11. 底泥需氧量	SOD	0.1	$mgN/L$
12. 底泥的温度系数	$\Theta_s$	1.07	/
13. 20 ° C 的浮游植物呼吸速率	$k_{1R}$	0.125	$d^{-1}$
14. 浮游植物死亡速度	$K_{1D}$	0.02	$d^{-1}$
15. 20 ° C BOD 衰减速率系数	$k_d$	0.2	$d^{-1}$
16. 氧的半饱和系数	$K_{BOD}$	0.51	$mg/L$
17. 反硝化常数	$K_{NO_3}$	0.1	$mg/L$
18. 20 ° C 的反消化速率	$k_{2D}$	0.02	$d^{-1}$
19. $k_{2D}$ 的温度系数	$\Theta_{2d}$	1.046	/
20. 有机物质沉淀速率	$v_{s3}$	0.1	$m/D$

名 称	符号	率定值	单位
21. BOD <sub>5</sub> 中溶解部分的比例	$f_{D5}$	0.5	/
22. 浮游植物生长率	$G_{P1}$	0.25	$d^{-1}$
23. 浮游植物死亡率	$D_{P1}$	0.16	$d^{-1}$
24. 浮游植物死亡循环到有机氮百分比	$F_{ON}$	0.5	mgC/L
25. 20 ° C 有机氮的矿化率	$k_{71}$	0.075	$d^{-1}$
26. $k_{71}$ 的温度系数	$\Theta_{71}$	1.07	/
27. 浮游植矿化的半饱和和常数	$k_{mpc}$	1	mg O <sub>2</sub> /L
28. 20 ° C 的消化速率	$k_{12}$	0.1	$d^{-1}$
29. 对于氮, 限制因子氧的半饱和和系数	$K_{NIT}$	0.8	mg O <sub>2</sub> /L
30. 溶解有机氮百分比	$f_{D7}$	1	/

### 4.1.3 模型验证

模型验证是在对模型进行参数设置与结构识别之后, 利用另一组或几组独立的观测数据来对模型进行验证。将模型中要输入的数据带入已经确定了参数后的模型, 看其模拟结果是否与现场实际测数据基本一致, 从而来检验模型的准确程度<sup>[62]</sup>。

本文采用 2000-2008 年及 2010 年星子断面的监测数据对模型进行验证。参数值取前文参数的率定值, 模拟初始值取老爷庙断面的水质监测数据, 水温采用星子断面多年月平均温度, 流速采用鄱阳湖北湖历年丰、平、枯三期的平均值。模拟时间步长取 1000s。

通过模拟值与实测值的比较, 我们发现 06 年的模拟曲线与实测值吻合度较高。DO、BOD<sub>5</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 三个指标 2006 年的水质模拟曲线图见下图:

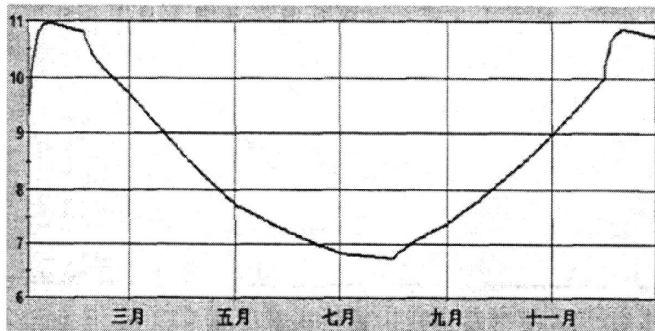


图 4.2 鄱阳湖北湖 2006 年 DO 含量模拟预测图

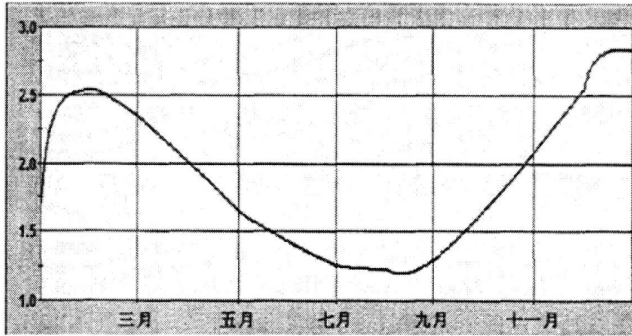


图 4.3 鄱阳湖北湖 2006 年 BOD<sub>5</sub> 含量模拟预测图

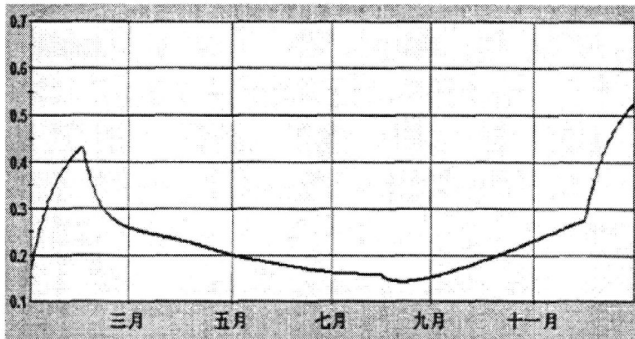


图 4.4 鄱阳湖北湖 2006 年 NH<sub>3</sub>-N 含量模拟预测图

通过 2006 年北湖的水质模拟预测图,可看出 DO、BOD<sub>5</sub> 及 NH<sub>3</sub>-N 这三个指标在一年中的模拟结果的一个共同点就是变化曲线皆呈两端高而中间低的形式,即污染物浓度在枯、平两期表现得比较高(BOD<sub>5</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 在枯水期浓度最高),而在丰水季节相对较低,这一点上与实际的规律基本吻合,一般来说在枯、平两期水量较少,相当于浓缩了水中的污染物浓度,浓度自然会偏高些;而在丰水季节,水量比较充足,相当于稀释了水中污染物的浓度,所以污染物的浓度会降低。

现对 2000-2010 年的三个水质指标的模拟年平均值与相应的水质监测数据年平均值进行误差分析,相对误差计算公式为:

$$\varepsilon' = \frac{x_{\text{实}} - x_{\text{模}}}{x_{\text{实}}} \times 100 \% \quad (4.2)$$

结果详见下表:

表 4.3 历年水质模拟值与实测值的误差比较

年份	DO			BOD <sub>5</sub>			NH <sub>3</sub> -N		
	模拟值	实测值	误差	模拟值	实测值	误差	模拟值	实测值	误差
2000	8.71	8.20	-6.22%	1.86	2.0	7.00%	0.1102	0.13	15.23%
2001	8.20	8.50	3.53%	1.93	1.7	-13.53%	0.157	0.18	12.78%
2002	8.69	7.86	-10.56%	2.39	2.0	-19.50%	0.2901	0.25	-16.04%
2003	8.33	7.78	-7.07%	2.26	2.1	-7.62%	0.2786	0.32	12.94%
2004	8.18	7.64	-7.07%	1.97	2.3	14.35%	0.3761	0.33	-13.97%
2005	8.97	8.31	-7.94%	2.15	2.0	-7.50%	0.1982	0.28	29.21%
2006	8.66	8.92	2.90%	1.85	1.7	-8.82%	0.2075	0.23	9.78%
2007	8.79	9.31	5.59%	2.03	1.9	-6.84%	0.2482	0.35	29.09%
2008	8.34	8.96	6.92%	1.92	2.1	8.57%	0.3816	0.34	-12.24%
2010	9.02	10.72	-3.44%	2.41	2.2	-9.55%	0.2033	0.29	29.90%

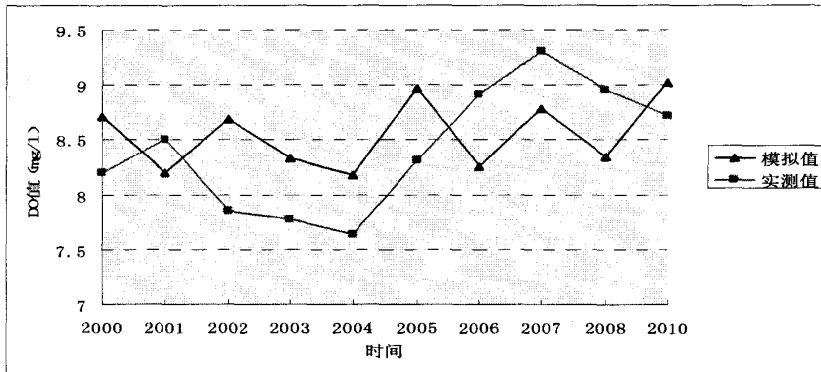


图 4.5 DO 模拟值与实测值误差比较图

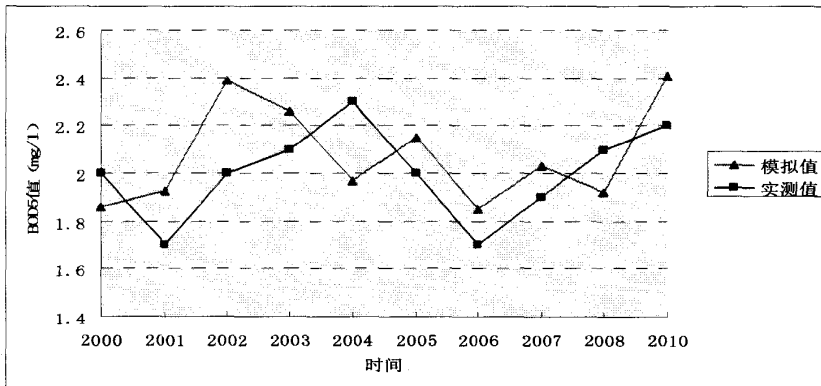


图 4.6 BOD<sub>5</sub> 模拟值与实测值误差比较图

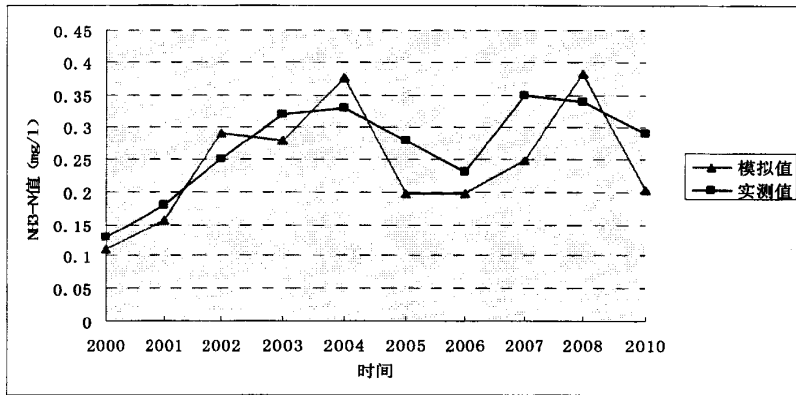


图 4.7 NH<sub>3</sub>-N 模拟值与实测值误差比较图

由表 4.3 可看出，各水质指标历年的水质模拟年平均值与实测值的误差都小于 ±30%，最小误差为 2.90%，最大误差为 29.90%。基本上能反映研究湖域污染物浓度与时空的变化关系，模拟结果具有较高的可信度。就单个指标的模拟效果进行比较，DO 的模拟效果最好，模拟值和实测值的误差均小于 10%，而 NH<sub>3</sub>-N 的模拟效果相对较差，大部分模拟误差绝对值都在 12% 以上。

#### 4.1.4 灵敏度分析

灵敏度的定义<sup>[63]</sup>为：在参数  $\theta = \theta_0$  附近，状态变量(或目标)相对于原值的变化率和参数  $\theta$  相对于  $\theta_0$  的变化率的比值称为状态变量(或目标函数)对参数的灵敏度。灵敏度分析对模型参数变动所造成的影响进行分析。首先其它参数不变只对一个参数进行变动，然后对目标函数的变化范围进行计算，如果变化不大，那就说明目标函数对这个参数的精确度要求不高，对这个参数不灵敏。如果特别不敏感，则说明这个参数是多余的，可将其从模型中删除。因此，通过对模型灵敏度的分析，可对模型计算结果的偏差进行估算。

本文仅考虑水质模型中的一些重要参数如 20℃ 时 BOD 衰减速率系数  $k_d$ 、20℃ 时的硝化率  $k_2$ 、20℃ 时的复氧系数  $k_2$  进行灵敏度分析。

目标对参数的灵敏度的计算公式为：

$$S_0^2 = \frac{\Delta Z / Z_0}{\Delta \theta / \theta_0} = \left( \frac{\Delta Z}{\Delta \theta} \right) \frac{\theta_0}{Z_0} \quad (4.3)$$

其中： $\Delta Z = Z - Z_0$ ， $\Delta \theta = \theta - \theta_0$ ；

$Z_0$ —状态变量原值；

$\theta_0$ —参数原值。

$$\text{当 } \Delta \theta \rightarrow 0 \text{ 时, 略去高阶微分项, 得 } S_0^2 = \left( \frac{dZ}{d\theta} \right)_{\theta_0} \frac{\theta_0}{Z_0} \quad (4.4)$$

其中:  $\left( \frac{dZ}{d\theta} \right)_{\theta_0}$  称为目标函数对参数的一阶灵敏度系数。

现将参数值变动士 20%, 以近 3 年(2007、2008、2010 年)的模拟情况为例计算各水质因子的变化情况, 统计如下表:

表 4.4 灵敏度分析表

因子 \ 变化值		$K_2$ 变化时		$K_d$ 变化时		$K_{12}$ 变化时	
		+20%	-20%	+20%	-20%	+20%	-20%
2007 年	DO	+2.73%	-2.29%	+0.63%	-0.57%	+0.29%	-0.27%
	BOD <sub>5</sub>	/	/	+13.11%	-15.06%	/	/
	NH <sub>3</sub> -N	/	/	/	/	+8.71%	-8.69%
2008 年	DO	+3.43%	-3.29%	+0.73%	-0.71%	+0.33%	-0.39%
	BOD <sub>5</sub>	/	/	+13.12%	-13.06%	/	/
	NH <sub>3</sub> -N	/	/	/	/	+9.03%	-10.02%
2010 年	DO	+3.13%	-2.98%	+0.67%	-0.62%	+0.31%	-0.38%
	BOD <sub>5</sub>	/	/	+13.13%	-15.08%	/	/
	NH <sub>3</sub> -N	/	/	/	/	+8.03%	-9.62%

从上表可看出, 近 3 年各水质因子的变化率均小于各参数的变化率(士 30%), 说明该水质模型属于低敏感性模型。此外, 上表还反映了以下问题: (1)、参数的敏感性比较:  $k_d > k_{12} > k_2$ ; (2)、参数与各水质因子的影响: 硝化率  $k_1$ : 直接影响着 DO 和 NH<sub>3</sub>-N, 而对 BOD<sub>5</sub> 无影响; 复氧系数  $k_h$  仅影响 DO 的值; BOD<sub>5</sub> 衰减速率系数  $k_d$  对 DO 和 BOD<sub>5</sub> 有影响; (3)、水质因子的敏感性比较: BOD<sub>5</sub> > NH<sub>3</sub>-N > DO; (4)、对于 DO 来说, 复氧系数场对其影响最大; 其次是 BOD<sub>5</sub> 衰减速率系数  $k_d$ , 最后是硝化率  $k_1$ ; (5)、历年水质模拟情况的敏感性比较: 当各参数变动时, 每年的水质模拟情况基本上相差不大, 从历年 BOD<sub>5</sub> 随  $k_d$  的变化情况就可以明显看出。



## 4.2 水质预测

本文水质预测的主要内容为预测 2014 年鄱阳湖老爷庙-湖口段水域丰、平、枯三期的水质状况。预测因子分别为 DO、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N。水质预测实际上就是在设定条件下所作的仿真过程。而这里所指的设定的条件主要是一些水文水质条件，如水位、流速、纳污负荷、水温、流量等。

### (1)、水温设定

规划年 2014 年的水温采用北湖星子站的多年的平均水温，详见下表

表 4.5 星子站 2000-2010 年平均月、年水温表

时间	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年均
温度	6.0	7.0	11.2	16.6	23.0	26.0	30.2	30.6	26.8	20.2	14.8	8.9	18.4

注：以上数据来自江西水文信息网

### (2)、流速设定

设计流速参考湖口水道区即鄱阳湖北湖多年的平均值。

表 4.6 湖口水道区历年平均流速(单位:m/s)

时间	丰水期	平水期	枯水期	年平均值
流速	0.462	0.501	0.634	0.541

注：以上数据来自鄱阳湖水文局

### (3)、水位设定

设计水位参考星子站的多年平均水位，详见下表

表 4.7 星子站历年水位平均值

时间	丰水期	平水期	枯水期	年平均值
水位	17.80	12.98	9.04	13.39

注：以上数据来自九江水文信息网

### (5)、非点源污染负荷预测

鄱阳北湖水域水环境主要受非点源污染影响。非点源污染主要包括三个方面：农业面源污染、禽畜污染和生活污染。

农业面源污染的主要来源就是施用化肥的流失。本课题将通过预测北湖流域 2014 年化肥的施用量来预测其 2014 年的农业面源污染负荷。化肥的施用量呈现一种增长的势态<sup>[64]</sup>。据预测，到 2014 年我国的化肥施用量将达到 5100 万 t，与

2009年(4600万t)相比将增长9.29%(数据出自2009年中国化肥行业投资与发展分析报告)。结合考虑到江西省在全国各省中农业发展的情况,本研究湖段流域到2014年化肥施用量增长率应乘上一个0.8的系数,即与2009年相比化肥施用量将增长7.8%,那么相应地,BOD<sub>5</sub>和NH<sub>3</sub>-N的农业面源排放负荷量也同时增长7.8%,预测结果如下表所示:

表4.8 2014年研究流域农业面源排污负荷预测

年份 \ 负荷	2009年	2014年
化肥(t/a)	18952	20430
BOD <sub>5</sub> (kg/d)	60.587	65.303
NH <sub>3</sub> -N(kg/d)	26.47	28.53

注:09年的数据来自第二章有关的计算结果

禽畜污染:研究区域的禽畜污染主要是以牲猪养殖污染为主,那么在本次的禽畜污染负荷预测就根据2014年牲猪的养殖情况来间接地预测研究区域2014年的禽畜污染负荷。根据近三年《江西省统计年鉴》牧业生产情况中牲猪头数的年末增长情况统计,确定每年牲猪头数的增长率在4%左右,那么根据这个增长率,到2014年研究区域的牲猪头数将达到614348头。

表4.9 2014年研究流域禽畜污染负荷预测

年份 \ 负荷	2009年	2014年
牲猪头数(头)	590720	614348
BOD <sub>5</sub> (kg/d)	1623.17	1688.09
NH <sub>3</sub> -N(kg/d)	324.64	337.63

注:09年的数据来自第二章有关的计算结果

## (2)、生活污染

研究湖域的生活污染主要来源于沿湖流域的一些居民住户的生活污水。本课题将通过预测研究湖段流域2014年的人口情况来间接地预测其2014年的生活污染负荷。根据《江西省国民经济和社会发展第十一个五年规划》,到2014年江西省总人口数将控制在5300万人(2008年为4817万人),“十一五”年均增速为0.8%,按照这个增长率,研究湖段流域2014年的人口将达到53.456万人,其产生的污染负荷预测结果详见下表:

表 4-10 2014 年研究流域生活污染负荷预测

年份 \ 负荷	2009 年	2014 年
人口 (万)	80.9	87.3
BOD <sub>5</sub> (kg/d)	997.5	1077.3
NH <sub>3</sub> -N (kg/d)	199.25	215.19

注：09 年的数据来自第二章有关的计算结果

对以上三类非点源污染进行汇总统计，便得到研究湖域的 2014 年的纳污负荷，详见下表：

表 4.11 2014 年研究流域总污染负荷预测

年份 \ 负荷种类	生活污染 (kg/d)	禽畜污染 (kg/d)	农业面源污染(kg/d)	总量(kg/d)
2009 年	BOD <sub>5</sub>	997.5	1623.17	2761.26
	NH <sub>3</sub> -N	199.25	324.64	530.36
2014 年	BOD <sub>5</sub>	1077.3	1688.09	2830.69
	NH <sub>3</sub> -N	215.19	337.63	581.35

水质预测的初始浓度取星子站 2009 年的水质监测数据；模型参数按前文率定的结果输入。

表 4.12 水质预测条件汇总表

条件 \ 时间	丰水期	平水期	枯水期	年平均值
水温 (°C)	30	16.8	8.5	18.2
流速(m/s)	0.46	0.51	0.64	0.54
水位(m)	16.92	13.	9.02	13.39
流量 (m <sup>3</sup> /s)	6532	3811	1783	4060
污染负荷	NH <sub>3</sub> -N	581.35 kg/d		
	BOD <sub>5</sub>	2830.69 kg/d		

### 4.3 预测结果分析

将水质预测的条件一一输入 WASP 水质模型并运行即得到 2014 年北湖不同时期各水质指标的预测结果见下图：

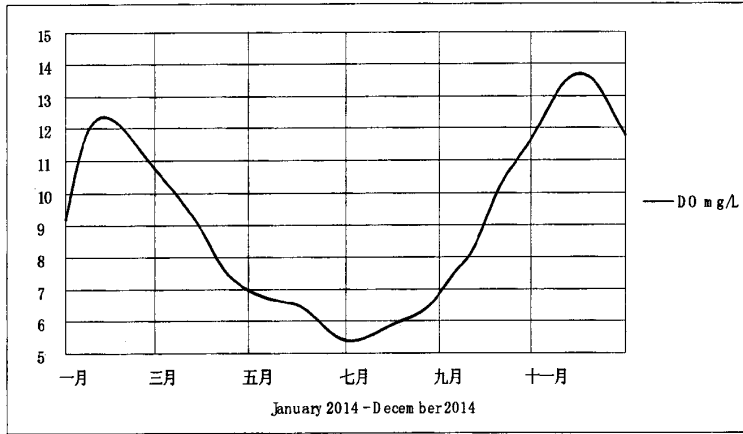


图 4.4 2014 年北湖老爷庙 DO 预测值

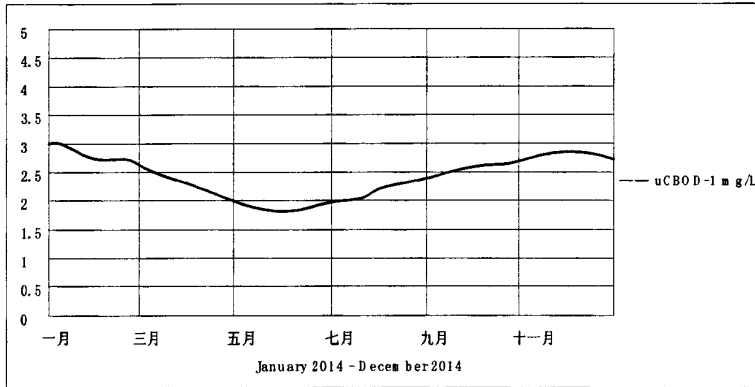


图 4.5 2014 年北湖老爷庙 BOD<sub>5</sub> 预测值

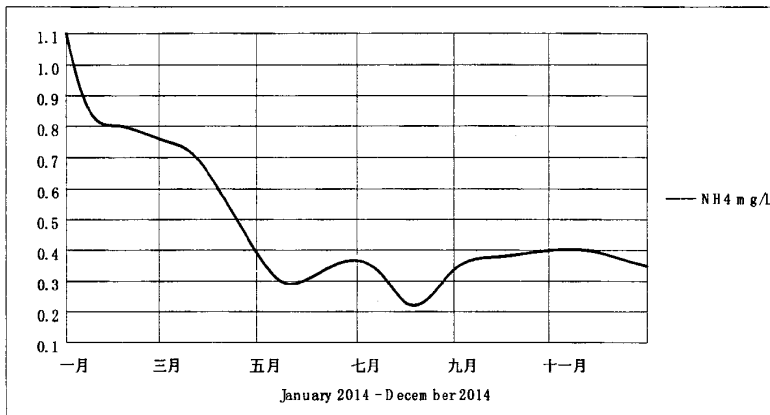


图 4.6 2014 年北湖老爷庙 NH<sub>3</sub>-N 预测值

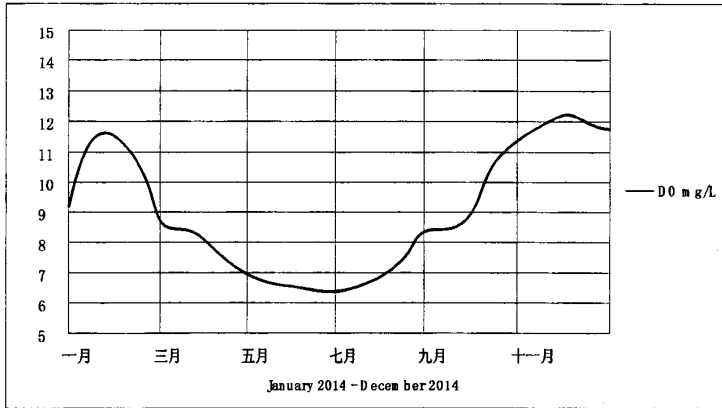


图 4.7 2014 年北湖星子 DO 预测值

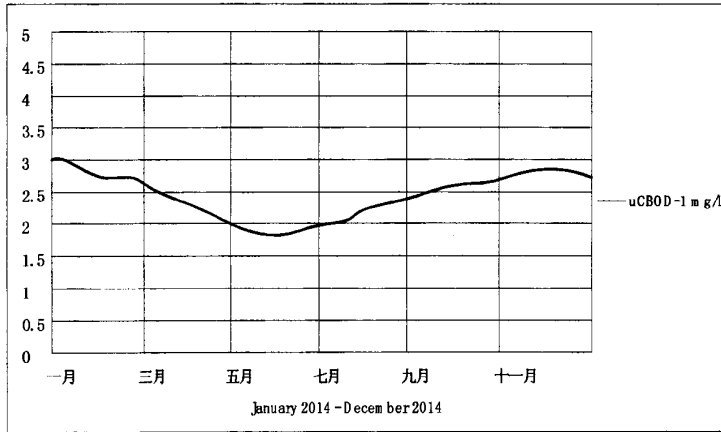


图 4.8 2014 年北湖星子 BOD<sub>5</sub> 预测值

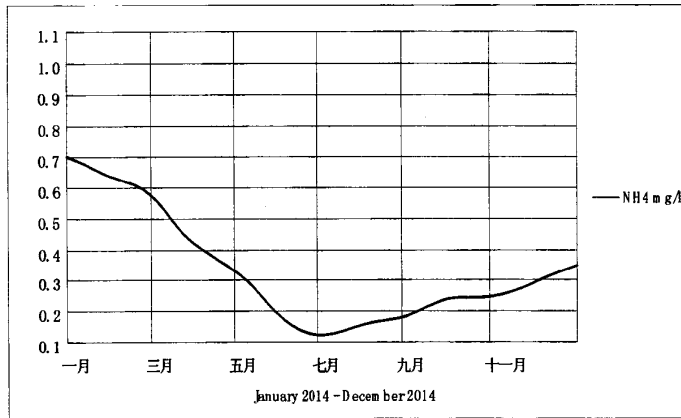


图 4.9 2014 年北湖星子 NH<sub>3</sub>-N 预测值

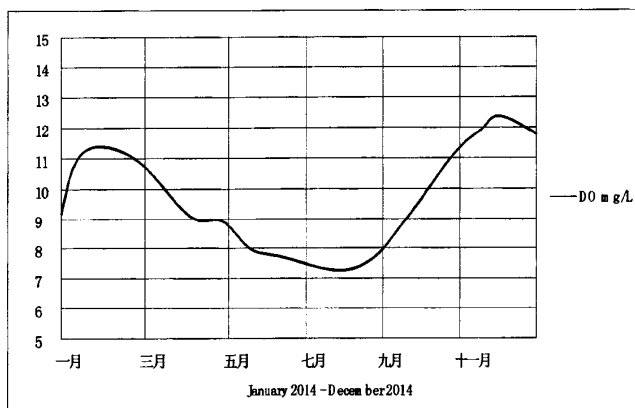


图 4.10 2014 年北湖湖口 DO 预测值

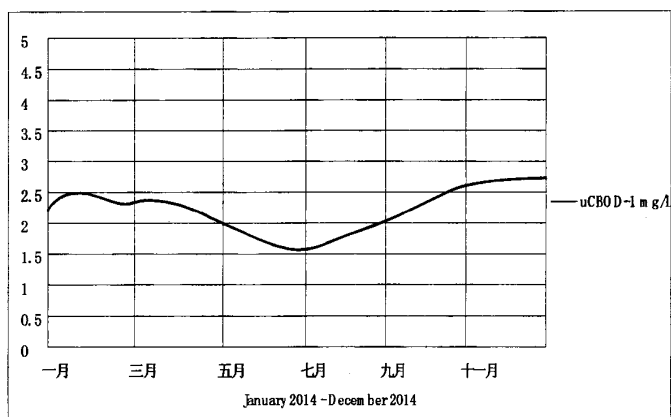


图 4.11 2014 年北湖湖口 BOD<sub>5</sub> 预测值

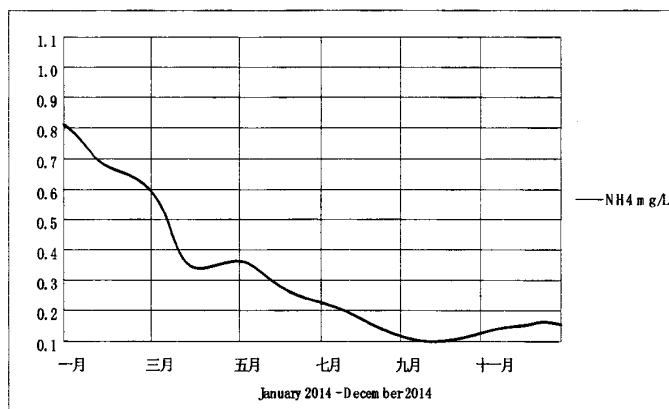


图 4.12 2014 年北湖湖口 NH<sub>3</sub>-N 预测值

从以上预测结果我们可以看出，DO 预测值在不同时期的大小排列情况为：枯水期>平水期>丰水期，DO 的季节变化明显，这与 DO 的量受水温的影响有直接的关系：水温越高，水中溶解的氧气就越容易逸出，因此 DO 含量就越低。枯水期全湖水中 DO 含量较高，最高达 13.6 mg/l，主要是因为枯水期水温达全年最低值。而对北湖的老爷庙、星子和湖口三个站进行比较，DO 值变化不大，主要是因为这三个站水差异很小，但湖口站全年的 DO 变化范围较其它两个站略小，主要是因为湖口位于长江口，年均温差较小。其中枯水期和平水期的值符合 I 类水体标准，丰水期的为 II 类水体标准。

BOD<sub>5</sub>：该湖区 BOD<sub>5</sub> 含量随季节变化也较为明显，这与 DO 值有较好的相关性。枯水季节，水量最小，BOD<sub>5</sub> 含量最大值为 3.2 mg/l，是一年内水中 BOD<sub>5</sub> 含量最高的季节；洪水季节随水量增加，BOD<sub>5</sub> 含量开始下降，由枯水季的最大值下降到 1.5 mg/l。从此可看出，不同时期北湖水水质均处于 I、II 级之间，属清洁、较清洁水。

NH<sub>3</sub>-N：预测结果表明枯水期氨氮值偏高，是因为氨氮的总排放量变化不大的前提下，枯水期水位较低，水量较小，所以氨氮浓度偏高。而预测结果显示湖口站 11-12 月间的氨氮浓度竟然低于 5-7 月的氨氮值，其原因应该是在 5-7 月份虽然雨量较大，但伴随地表径流进入湖体的氨氮的量也随之增加，所以导致氨氮浓度并没有下降很多。从三个站点来看不同时期的氨氮预测值均满足 II 类水体标准。

#### 4.4 水环境保护措施

排污负荷的大小在很大程度上决定了研究区域的预测结果，而排污负荷是基本可以通过人为进行控制的，只要将其控制在一定范围内，就不会对水环境产生太大的危害。我们针对 2014 年北湖水环境的保护管理，提出相应对策。要加强鄱阳湖的水环境保护，关键要有效的控制流域内的非点源污染。通过研究非点源污染扩散的机理，采用恰当的措施，减少污染物排入地下或地表水的总量。我们可以通过北湖流域的农田径流(包括旱地、水田)、农村居民点、城市径流和道路交通四个方面采取如下措施：

##### (1)、农田径流污染

①、科学施肥，提高化肥利用率，科学计算肥料中氮、磷、钾三要素的配

比，杜绝氮、磷肥料的过量施用，并适时适量施肥；合理施用农药，控制农药用量根据气候条件、土壤类型以及农作物对养分的吸收规律，这样不仅可以提高肥料的经济效益，还能减少化肥在土壤中的流失和污染，在一定程度上避免了化学肥料使用过量对农业生态环境的污染。在农药的施用方面，首先要禁止使用国家明令禁用的农药，其次是提倡科学使用农药，指导农民使用药量小、高效低毒且易降解的农药，同时，还要注重生物防治、物理防治与化学防治相结合。可利用自然天敌，以减少化学农药用量。

②、进行生态环境建设，实施水土保持综合治理实施退耕还林，加大森林植被覆盖，建立缓冲带，就地拦蓄坡面污染源，提高坡面的拦蓄能力，将坡度小于 15 的坡耕地修成梯田，把坡面径流拦蓄在梯田内，进一步遏制坡面污染源进入水体；在村落周围及道路旁修建蓄水设施，拦蓄地面径流。

### (2)、农村居民点

①、农村居民点应加强除庭院之外的清扫工作，同时避免任意堆放的禽畜粪便通过风吹雨淋进入邻近水体。需要对农民进行适当的教育和引导，以改变日常不合理的行为，减少污染。可采取分散或相对集中、生物或土地等多种处理方式，因地制宜开展农村生活污水净化处理。

②、在人口密度较低、环境容量较大的农村散居区域，可利用自然系统就地处理，在人口相对集中地区采用设施处理。禁止排放未经无害化处理的粪便、污水污染环境，探索建设简便可行、适度集中的农村生活污水处理设施。结合农村改厕、改厨、改圈与沼气建设，以资源化利用为主体，做好生活污水处理工作。另外，可积极开展农村污水的治理试点和示范推广，流域内可以选择一些村开展污水治理，形成一批适合江西省实际的不同类型的农村污水处理示范点，为今后的推广打下基础。

### (3)、城镇地表径流

①、逐步实现雨污分流，城市工业和生活污水与城市地表径流应通过不同的途径排入各纳污河段，在此基础上，开展非点源污染的监测工作，根据监测数据建立城市非点源污染的负荷模型，再由污染负荷量反映出城市地表堆积数量和分布特征，按照各功能区单位面积控制目标，定期制定出具体的削减数量和任务。

②、城市非点源污染，应从减少地表堆积入手，改进清扫方式和提高清扫效率，保持城市地面的清洁，减少污染物的存在，将会大大减少降雨径流对地



表或地下水体的污染。

③、城市大气污染烟尘控制区内，严格执行烟尘控制规定，以防止大气沉降和经降雨产生二次污染，此外，城市酸雨也会造成地面水污染，全面控制区域大气污染是控制非点源污染总量的重要途径。

④、为了防止城市水土流失，在新城区建设和老城区改造的过程中，制定严格的土地利用规划，严禁大规模的盲目裸露开发，建立科学的管理方法和制度，同时对城市透水区域要加大绿地建设，美化环境，保护土壤，防止侵蚀。

#### (4)、道路交通

①、优化道路交通规划：交通规划应充分考虑区域生态环境，避开重要的水资源保护区。

②、道路交通技术革新路面设计可以结合自然，充分利用土壤的天然净化作用；使用清洁能源，减少粒子污染物的排放。

③、道路排水系统的优化设计：排水系统的设计和维护应当考虑保护道路及其周围的边坡，通过保护水源、减少洪水以及处理不利健康的水来改善环境。

④、道路及其周围边坡的绿化通过边坡绿化，减少水土流失及净化路面地表径流引起的非点源污染。

除以上所述的四个方面外，各地环境保护部门应通力合作，成立流域水质保护协调委员会，进行跨县市联合执法管理。应要切实加强流域的水质管理。都阳湖北湖流域内各县市的城镇建设、土地利用和工业布局等必须符合水体功能区和水质控制目标的要求。在区域内禁止新建任何排污口。非点源在形成上具有随机性大、模糊性强、分布广泛、一定滞后性和潜在性强的特点。同时，其污染涉及因素多、时间尺度长、投资需求大，在管理和控制上比点源污染更为困难。研究区域的非点源污染已经成为危害水环境的重要因素，但本地区自然生态条件复杂，非点源污染类型多样而又复杂，对非点源污染的研究较晚，在非点源污染的控制和管理上尚有较多的工作要做。

## 第5章 总结与展望

### 5.1 总结

现将本课题所做的研究工作简要总结如下：

(1)、对目前较常用的水质预测软件进行了分类介绍和简单的比较，预测工具确认选用 WASP 水质模型

(2)、对鄱阳湖老爷庙-湖口段的水文水质数据资料的搜集、纳污资料的搜集与统计。

(3)、对 WASP7.3 模型工作原理进行了研究，尤其是对 EUTRO 模块进行了使用开发研究；

(4)、应用 2009 年的水质监测数据进行了模型参数的率定、验证和灵敏度分析，并应用 2000-2008 年和 2010 年的监测数据进行了对模型的验证。结果表明，各模拟指标的变异系数和标准差都在模型要求范围之内，说明了 WASP7.3 模型在鄱阳湖北湖湖段具有较强的适用性。为 WASP7.3 模型在我国水环境问题中的应用起到了推进作用。

(5)、对 2014 年鄱阳湖老爷庙-湖口段水域丰、平、枯三个期间的水中的 DO、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N 浓度进行预测分析。

### 5.2 展望

在论文完成之际，本人对鄱阳湖北湖本课题的研究方法有了新的认识和设想，有待在今后的工作中进一步学习和研究：

(1)、扩展研究的范围

考虑到搜集数据的困难和个人能力的有限性，本文的研究范围仅限于鄱阳湖老爷庙一湖口段，而未对全湖进行研究。在后面的工作中，努力把预测研究的范围扩展到全湖，那将更有实际意义。

(2)、扩大研究的对象

在本文中，水质预测的因子比较少，主要是因为缺乏历年水质监测数据，比如要预测税种 TP 的浓度变化，但前提是必须具备无机磷、浮游植物中的磷和磷酸盐这三个指标的历年监测数据，而这些指标实际上在例行的监测中是很少

涉及到的，所以无法对于 TP 的进行模拟；TN 的预测也存在相同的问题。在今后的工作中，将尽力解决水质监测指标不全的问题，为下一步的深入研究奠定坚实的数据基础。

### (3)、将研究的方法进行深化

鉴于研究区域的特点，本文的水质模拟只采用了一维水质模型，若把研究范围扩展到全湖的话，水文和水质情况都将更为复杂，再仅使用一维模型模拟水质将会产生很大的误差。所以，在今后的工作中，需要增加水动力模拟部分，并将其与水质模型耦合起来对水质组分进行联合模拟，于此同步模拟的维数也要提高到二维或三维，这样就能更加准确地模拟出水质的变化情况。模拟的工具可以采用 EFDC 模型+WASP 模型，这是美国环保局首推的水质模拟组合方式。

## 致 谢

我对鄱阳湖水质数学模型的研究是源于导师的课题。在论文完成之际，谨向导师万金保教授表示衷心的感谢和崇高的敬意!工作五年后再进校园学习深造已是一件十分值得庆幸的事，更为庆幸的是，我遇到了一位好导师。

本研究是在导师万金保教授的悉心指导和亲切关怀下完成的，从论文的选题、技术路线的确定、水质监测数据的获取、理论研究以及论文的撰写，处处都渗透着导师的心血和辛劳。万老师渊博的知识、开阔的思路、严谨的治学态度、求实的工作作风、兼优的为学为人的姿态无不深深的教育和鞭策着我，必定会让我终生受益。

我还要感谢我的同研究室的同学：陈琳、高园、刘秀梅、胡昌旭、孙蕾、熊有强、李媛媛等，他们在我的研究工作中给予我很大程度的关怀和帮助。

最后，我要特别感谢我的家人，尤其是我的爱人，他经常利用周末和晚上的时间和我一起研究论文，给我很大的帮助和鼓励，在以上所有人的支持下我终于克服了种种困难完成了论文。

张桂英

2012年5月

## 参考文献

- [1] 曹永中,周孝德,吴秋平,孙东迁. 河流水质模型研究概述[J].水利科技与经济,2008,14(3):197~199.
- [2] 李媛媛.鄱阳湖星子—蛤蟆石段水质评价与水质预测研究[D]. 南昌大学,2007.
- [3] 金腊华.河口及近海水质模拟[M].化学工业出版社,2007,67~68.
- [4] 周华.河流综合水质模型 QUAL-II 应用研究[J].中国水利水电科学研究院学报,2010,8(3):72~75.
- [5] 张丽.多介质环境逸度模型研究进展[J].环境科学与技术,2005,(1):97~99.
- [6] 洪晓瑜.太湖水环境数学模型建立及排污总量控制研究[D].南京: 河海大学,2005.
- [7] 丁训静,姚琪等.太湖流域水质模拟研究[J].水资源保护,1998,(4):10~14.
- [8] Pang Y, Pu PM.1995.A three- dimensional boundary- layer model in the Taihu Lake Area. Sci Atm Sin, 19(21):243~251.
- [9] 罗定贵,王学军,孙莉宁.水质模型研究进展与流域管理模型 WARMF 评述[J].水科学进展,2005,16(2):289~294.
- [10] 冯民权,郑邦民,周孝德.水环境模拟与预测[M].科学出版社,2009
- [11] 雒文生,宋星原.水环境分析及预测[M].武汉大学出版社,2000
- [12] Sorrento. Seventh Triennial Symposium on Fluid Control, Measurement and Visualization[J].Experiments in
- [13] Oi Haoweng. Modeling Urban Growth Effects on Surface Runoff with the Integration of Remote Sensing and GIS [J].Environmental management, 2001, 28(6):737~748.
- [14] Fang-Mei Tseng, Gwo-Hshiung Tseng, Hsiao-Cheng Yu, et al. Fuzzy ARIMA model for forecasting the foreign exchange market [J]. Fuzzy sets and systems, 2001, 118(1):9~19.
- [15] Sang-Seop Na,Hyun-Ku Rhee. An experimental study for property control in a continuous styrene polymerization reactor using a polynomial ARMA model [J].Chemical engineering science, 2002, 57(7):1165~1173.
- [16] 金腊华.河口及近海水质模拟[M].化学工业出版社,2007
- [17] 李晶.人工神经网络原理简介[J]. 现代教育科学,2010,(1):98~99.
- [18] Marina Campolo,et al.Forecasting river flow rate during low-flow period using neural network[J].Water resource research,1999,35(11):3547~3552.
- [19] T.R.Neelakantan, N.V.Pundarikanthan. Neural network-based simulation-optimization model for reservoir operation [J]. Journal of Water resource planning and management,2000, 126(2):57~64.
- [20] 郭劲松,霍国有,龙腾锐.BOD-DO 耦合人工神经网络水质模拟的研究[J].环境科学学报,2001,21(2):140~143.
- [21] Qihao Weng ,Modeling Urban Growth Effects on Surface Runoff with the integration of

- Remote Sensing and GIS[J].Environmental management,2001,28(6):737~748.
- [22] 杨具瑞, 方铎.GIS 支持下水质模型模拟的实验研究[J].甘肃农业大学学报, 1999, (3) :307~309.
- [23] 冯民权, 郑邦民, 周孝德.水环境模拟与预测[M].科学出版社, 2009.
- [24] 雒文生, 宋星原.水环境分析及预测[M].武汉大学出版社, 2000.
- [25] 汪家全, 钱家忠.水环境系统模拟[M].合肥工业大学出版社, 2006.
- [26] Hamrick J M, Mills W B. Analysis of water temperatures in a pond as influenced by the peach bottom atomic power plant thermal discharge[J]. Environmental Science and Policy, 2000, (3) :197~209.
- [27] Liu Xiao-hai , Huang Wen-rui. Modeling sediment resuspension and transport induced by storm wind in A-palachicola Bay, USA [J].Environmental Modelling & Software, 2009, (24) : 1302~1313.
- [28] 刘夏明, 李俊清, 豆小敏, 毅力.EFDC 模型在河口水环境模拟中的应用及进展[J].环境科学与技术, 2011, 34(6) :136~142.
- [29] 周贤宾, 吴建, 詹中英, 庄伟.EFDC 模型在饮用水源保护区划分中的应用研究—以杭嘉湖地区某水厂为例[J].环境科学导刊, 2009, (02):74~78.
- [30] 魏玉珍.CE-QUAL-W2 模型应用探讨[J].环境科技, 2009, 22(02):40~45.
- [31] US ARMY CORPS OF ENGINEERS, WATERWAYS EXPERIMENT STATION. A numerical two dimensional, laterally averaged model of hydrodynamics and water quality: user's manual[R]. CE-QUAL-W2. Vicksburg Mississippi: Environmental and Hydraulics Laboratories, 1986:152~168.
- [32] ORHAN G, SELCUK S, COSKUN Y. Development of water quality management strategies for the proposed isikli reservoir [J]. Wat Sci Tech, 1998, 37(2): 369 ~376.
- [33] MIKE11:users & reference manual[R].Danish Hydraulics Institute ,Hersholm, Denmark.1993.
- [34] MIKE21 User Guide and Reference Manual[R].Danish Hydraulic Institute , 1996
- [35] Irina Chubarenko, Irina Tchepikova. Modeling of man-made contribution to salinity increase into the Vistula Lagoon [J]. Ecological Modeling ,2001, 138:87~100.
- [36] MIKE3 Eutrophication Module, User guide and reference manual, release 2.7[R].Danish Hydraulic Institute ,1996.
- [37] Robert L. Runkel. One- Dimensional Transport with Inflow and Storage: A Solute Transport Model for Streams and Rivers[R].U.S. Geological Survey water-Resources investigations Report: 98~108,1998.
- [38] Pavel DITMAR, Christian SIEMES, Elena REVTOVA, Hassan HASHEMI-FARAHANI, Roland KLEES. Water storage variations of the Yangtze, Yellow, and Zhujiang river basins derived from the DEOS Mass Transport (DMT-1) model [J]. Science China (Earth Sciences), 2011, 81(5).

- [39] Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources, BASINS Version3.0,User's Manual[R].US Environmental Protection Agency,2001.
- [40] 王斌,万天杰.河流水质模型研究进展[J].河南化工,2010,27(3):2~3.
- [41] 廖振良,林卫青,徐祖信.WASP-5 系统及其述评[J].上海环境科学,2001,20(1):3~6.
- [42] 夏军,窦明.水体富营养化综合水质模型及其应用研究[J].上海环境科学,2000,6(7).
- [43] 张永祥,王磊,姚伟涛,张丽云.WASP 模型参数率定与敏感性分析[J].水资源与水工程学报.2009,20(5):28~30.
- [44] 陈美丹,姚琪,徐爱兰.WASP 水质模型及其研究进展[J].水利科技与经济,2006,12(7):420~426.
- [45] 刘兰岚,张永红.WASP 水质模型在辽河干流污染减排模拟中的应用[J].环境科学与管理,2010,12(5):120~125.
- [46] 陈美丹,姚琪,徐爱兰.WASP 水质模型及其研究进展 [J].水利科技与经济,2006,12(7):420~422,426.
- [47] TimA. Wool, RobertB. Ambrose, James L. Martin, et al. Water Quality AnalysisSimulation Program (WASP) Version 6.0 DRAFT: User's Manual [Z]. Atlanta: USEnvironmental Protection Agency, MS Tetre Tech.2001.
- [48] 逢勇.太湖地区大气-水环境的综合数值研究[M].北京:气象出版社,1998.50~55.
- [49] 廖振良,徐祖信,高廷耀.苏州河环境综合整治一期工程水质模型分析[J].同济大学学报,2004,(4):499~502.
- [50] 孙学成,邓晓龙,张彩香,等.WASP6 系统在三峡库区水质仿真中的应用[J].三峡大学学报,2003,(2):185~188.
- [51] 杨家宽,肖波,刘年丰,等.WASP6 水质模型应用于汉江襄樊段水质模拟研究[J].水资源保护,2005,(4):8~10.
- [52] 李媛媛.鄱阳湖星子—蛤蟆石段水质评价与水质预测研究[D].南昌大学,2007.
- [53] 廖振良.感潮河流河网水质模型研究及苏州河水环境整治目标分析[D].上海:同济大学.2002.
- [54] 何孟常,杨居荣.水质模型、生态模型及计算机模型软件 [J].环境科学进展,1999,7(3):62~69.
- [55] Lianyuan Zheng, Chengsheng Chen, Frank Y. Zhang. Development of water quality model in the Satilla River Estuary, Georgia [J]. Ecological Modelling,2004,(178):457~482.
- [56] Robert B. et al. The WASP5 Model Documentation. Environment Research Lab.USEPA.1995.
- [57] Vollenweider RA.M glichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen.Arch Hydrobiol,1969,66:1~36.
- [58] 路成刚.基于 WASP7.3 的南四湖水水质模拟分析研究[D].青岛理工大学,2010.
- [59] George I. Bowie etal. Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling EPA.1985,June.(Second Edition).

## 参考文献

---

- [60] Daniel L. Tufford et al. Spatial and temporal hydrodynamic and water quality modeling analysis of a large reservoir on the South Carolina(USA)coastal Plain Ecological Modeling 114(1999)PP:137~173.
- [61] 吴英海.OOMAs 模型在太湖水环境模拟中的应用研究[D].南京: 河海大学, 2004.
- [62] 宋广瑞.涪江绵阳段水质模型参数确定及水质预测[D].成都: 西南交通大学, 2003.
- [63] 孙学成, 邓晓龙, 张彩香等.WASP6 系统在三峡库区水质仿真中的应用[J].三峡大学学报, 2003, (2):185 — 155.



## 攻读学位期间的研究成果

已发表论文:

1. 张桂英. 三维电极法处理生活污水研究 [J]. 安徽农业科学, 2011, 39(7): 4135-4137.
2. 张桂英, 万金保. 三维电极法处理淀粉废水的研究 [J]. 安徽农业科学, 2011, 39(12):7119-7121.