湖泊富营养化模型研究进展

全为民¹ 严力蛟¹ 虞左明² 焦 荔²

1(浙江大学农业生态研究所, 杭州 310029)

2(浙江省杭州市环境保护局, 杭州 310007)

摘要: 自从湖泊富营养化引起人类注意以来, 科学家们就设法通过使用数学模型来模拟湖泊富营养化的发生, 预测湖泊对不同管理措施的响应, 以便找出合理的治理措施。总的来说, 湖泊富营养化模型大概经历了以下三个发展阶段: (1) 单限制因子模型, 如磷模型; (2) 多限制因子模型, 如浮游植物初级生产力估测模型; (3) 生态-动力学模型, 它是目前也是以后发展的主流。随着人们对湖泊生态系统认识的提高和计算机技术的发展, 生态与水动力耦合模型、面向对象模型和神经网络模型等具有良好的发展前景。

关键词: 湖泊, 富营养化, 模型

中图分类号: X171 文献标识码: A 文章编号: 1005-0094(2001)02-0168-08

Advance in study of lake eutrophication models

QUAN Wei-Min¹, YAN Li-Jiao¹, YU Zuo-Ming², JIAO Li²

1 Institute of Agroecology, Zhejiang University, Hangzhou 310029

2 Hangzhou Environmental Protection Bureau of Zhejiang Province, Hangzhou 310007

Abstract: Since lake eutrophication was first taken into consideration, scientists had managed to simulate the appearance of lake eutrophication, predict the response of lakes to different management through mathematical models, thereby determining the proper means for management. In general, three developing phases of models of lake eutrophication have been arisen: (1) Single limited factor models, such as the phosphorus model. (2) Models of multiple limited factors, such as models for predicting the primary production of phytoplankton. (3) Eco-dynamic models, which are the main developing trend of lake models at present and for the future. With improvement of understanding of lake ecosystems and the development of computers, the coupled ecological and hydrodynamic model, the object-oriented model and the neural network model show promise.

Key words: lakes, eutrophication, models

1 前言

湖泊富营养化已成为当今世界性水污染治理的难题, 已引起人们极大的关注。自从湖泊富营养化问题出现以来, 人们就设法通过构建模型来管理和认识湖泊富营养化。通过几十年的发展, 富营养化模型无论在理论上或实践方面都有较大的发展, 已建立了大量的复杂程度不同的湖泊富营养化模型, 从简单的单一状态变量、Vollenweider 式的经验总磷模型到复杂的湖泊生态系统动态模拟模型, 其中不

少模型在认识和管理湖泊富营养化方面发挥了重要的作用(阮景荣等, 1988; Somlyódy, 1998)。总的来说, 利用湖泊富营养化模型主要有以下几个目的: (1) 通过检验湖泊养分负荷与湖泊响应之间的因果关系, 进一步加深对富营养化湖泊内部有关物理、化学和生物过程的认识, 如研究湖泊内部的养分循环和生物学过程; (2) 预测在不同养分水平下, 湖泊富营养化的发展趋势和识别湖泊最适负荷目标值; (3) 预测湖泊对不同管理措施的响应, 找出减少养分负荷的最佳途径; (4) 估算在磷负荷降低到目标

水平以后,湖泊生态系统恢复健康所需要的时间;(5)弥补测定数据的不足(Kang et al.,1998;Somlyódy,1998)。但是,由于缺乏湖泊富营养化模型研究的系统的总结性报道,对于各种模型的应用条件、范围及其优缺点尚不明确,以致于出现滥用公式和模型的情况,所以很有必要阐明目前世界上湖泊富营养化模型研究现状和新创建模型的特征,指明其研究中存在的问题与发展趋势,以便有目的地开展湖泊富营养化的模拟研究。

2 湖泊富营养化模型研究进展

2.1 营养盐模型

20 世纪 70 年代后期,联合国经济合作与开发组织(简称 OECD)为了防止湖泊富营养化,组织和协调了湖泊富营养化的合作研究,通过对世界上近 200 个湖泊广泛而严密的监测研究,结果表明:湖水中总磷、总氮的浓度受湖外负荷的很大支配,并呈明显的正相关关系;湖水中总磷浓度与藻类生物量的代表性参数叶绿素 a 之间存在明显的正相关关系;湖水中总磷的年平均浓度与透明度之间存在明显的负相关关系。基于湖水总磷浓度与各水质参数之间存在的相关关系,OECD 提出了湖水总磷浓度的计算模型,它计算总磷浓度的方法是根据加拿大人 Vollenweider 于 1975 年提出的湖水中总磷浓度的模

型方程(金相灿,屠清瑛,1990;顾丁锡,舒金华,1988;Steven,1991)进行计算的,即:

$$V \frac{dp}{dt} = W - Q \cdot p - v_a \cdot A \cdot p$$

其中, V :湖泊容量(m^3), p :总磷浓度($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$), t :时间(a), W :磷年负荷量($\text{mg} \cdot \text{a}^{-1}$), Q :湖水流出量($\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$), v_a :沉积速率($\text{m} \cdot \text{a}^{-1}$), A :湖泊表面积(m^2)。此模型被称为“简单的沉积模型”。当 $t=0$ 、 $p=p_0$ 时,取这一方程的稳定解,并寻找模型参数与湖泊水文条件的相互关系,就可以得出不同的湖水总磷浓度模型(见表 1)。然而,表 1 所列的模型并不是十全十美的,其主要不足之处有:(1)模型未与湖水前期总磷浓度相联系。这对换水速度缓慢而总磷来源发生重大变化时的湖泊,会产生较大的误差;(2)模型只能求得均匀混合型湖泊总磷的平均浓度,而无法反映大型湖泊污水入湖后,总磷浓度分布的时空差异;(3)在计算湖水中的总磷浓度时,这些模型没有考虑底质与水体界面的磷交换过程,所以在计算总磷浓度时肯定会造成一定的误差;(4)它们都不是动态模型,同时假设测定的营养盐含量或生物量与营养盐负荷之间存在一种直接的关系,这些模型能够估测目标磷的负荷量,但它们不能预测湖泊对藻类生物量的季节性变化和不同管理措施的响应;(5)它们并没有反映两种或更多种营养盐之

表 1 不同学者计算湖水中总磷浓度的几个模型(顾丁锡,舒金华,1988)

Table 1 Several models for calculating total P by different authors

作者 Authors	总磷水质模型 Total phosphorus water-quality models	注释 Definition
沃伦维德(1969) Vollenweider	$P = P_i [1 + \sqrt{Z/q_s}]^{-1}$	P : 湖水平均总磷浓度(mg/L) Average total phosphorus concentration of lake water P_i : 入湖河道总磷浓度(mg/L) Total phosphorus concentration of inflow Z : 湖泊平均深度(m) Average depth of lake q_s : 单位湖面上的水量负荷($\text{t/m}^2 \cdot \text{a}$) Water volume loading per lake area
狄龙 Dillon	$P = \frac{L_p (1 - R_p)}{\rho_w \cdot Z}$	L_p : 总磷的负荷量($\text{g/m}^2 \cdot \text{a}$) Loading of total phosphorus R_p : 总磷的滞留系数(%) Retention coefficient of total phosphorus ρ_w : 水力冲刷系数($1/\text{a}$) Hydraulic eroding coefficient
“浅水湖和水库”规划组 “Shallow lake and reservoir” Unit	$P = P_i (1 + 2.27 \tau_w^{0.586})^{-1}$	τ_w : 湖水滞留时间(a) Retention time of lake water
合田·健 Aita k	$P = \frac{L_p}{Z (\frac{q}{V} + \frac{10}{Z})}$	q : 入湖水量(m^3/a) Inflow V : 湖泊容积(m^3/a) Volume of lake

间的相互作用(顾丁锡,舒金华,1988;Steven, 1991)。其中,尤其以未考虑底质与水体界面的磷交换过程为这类模型的最大缺陷。许多研究表明,在有些湖泊中底质是湖泊水体中磷的主要来源之一(Cassell & Dorioz, 1998;Diederik & Van, 1991)。因此,如何量化底质与水体界面的磷交换过程就成了湖泊富营养化营养盐模型研究的重点。如 Larsen 等人和 Welch 等人对 Vollenweider 公式进行了修改(Welch et al., 1986),使其包括了一个恒定的底质磷释放速率,以 J_{int} 表示。该模型可以预测湖泊恢复健康的初始时间,但用于长期模拟时,它明显具有一定的局限性,原因是随着时间的改变,底质释放磷的速率会减小。Ahlgren 已经证实 Norrviken 湖在底质负荷减少以后,底质释放磷的速率也会随之减小(Ahlgren, 1977)。为了更加直接地表述底质动态变化对湖泊磷负荷的影响,一些学者在他们的模型里增加了一个底质模块单元,如 Lorenzen 和 Lorenzen 等人构建了一个底质-水相互作用的二单元总磷模型(Steven, 1991)(见表 2),尽管该模型能较好地模拟底质对湖泊磷浓度的反馈效应,但它还有几个难以克服的缺点:首先,从未构建任何估算模型参数的清晰程序;第二,磷的加速反馈机制是否与厌氧湖泊底部水体有关仍不明确。最后,假设底质-水相互作用发生在整个湖泊底部是不正确的。为了克服以上模型的不足,Kamp 等人对 Lorenzen 模型做了一些改进,构建了一些更具机理性的模型,这些模型通常参数较少,一般可以通过实验测定来获得(Kamp, 1978)。Lung 等人也对 Lorenzen 模型作了一些改进,他把沉积作用描述为一个多层次系统(Lung et al., 1976)。然而,这些改进都相应地增加了 Lorenzen 模型的复杂性。为了使模型简单些,Steven 等人构建了一个更简单的模型(见表 2),该模型由两部分组成:总磷计算模型和均温层氧气模型。它可以预测一个湖泊对于磷负荷改变的长期反应,也可用来计算湖水的总磷浓度和均温层中氧气的含量,同时考虑了底质与水之间的相互作用。该模型对上面的模型做了如下改进(1)所有的沉积过程只发生在表面沉积区而不是整个湖泊底层(2)由于底质总磷浓度和磷释放之间存在正相关性,所以在计算底质磷释放量时用总磷浓度代替可交换性磷浓度(3)由于埋藏而产生的磷损失量被模拟为底质总磷浓度的函数(4)物质循环转移速率 v_r 并不

是恒定,它是均温层中溶解氧的函数(Steven, 1991)。

目前,湖泊富营养化磷模型很多,它具有简单、使用方便和易于理解等优点。但它也有自身难以克服的缺点,如把磷视为限制性营养元素是不科学的,通常在湖泊生态系统中多种养分是湖泊水生生物生长的限制性元素;同时它还不能反映湖泊生态系统的动态发展过程。底质与水界面之间养分交换过程仍然是今后湖泊富营养化研究的难点和重点(李文朝等, 1999;Malueg et al., 1975;Helen et al., 1996)。

2.2 浮游植物生态模型

浮游植物大量繁殖是湖泊富营养化的主要特征之一。运用生态模型模拟浮游植物的发生、生长和繁殖规律对于全面预测湖泊生态系统的结构和功能的改变有着十分重要的意义。目前,模拟浮游植物生长的主要方法有:使用限制因子假说来模拟浮游植物的生长;浮游植物初级生产力的估算和运用质量守恒定律来模拟浮游植物的生长。

组成浮游植物的元素主要包括碳、氧、氢、氮、磷等。李比希的最小因子定律表明任何有机体的生长量是由最缺乏的养分因子决定的。然而在实际环境中,浮游植物的生长可能受到不只一种元素的限制。已有学者证实浮游植物群落处于一种非平衡状态,即在同一限制性营养物质浓度水平下,浮游植物中并不是所有藻类种群都表现出对这种营养物质的缺乏(Bault, 1998)。在 Monod 模型中表达了稳态条件下一种限制性营养元素与浮游植物生长的关系。而 Dahl Madesen 认为在浮游植物生长过程中,氮、磷和碳都可能是限制浮游植物生长的元素,从而建立了三种限制性营养元素与浮游植物生长之间关系的模型(Jørgensen, 1983)。然而,不同模型中这三种元素之间的相互关系的描述各不相同。上面模型都假定在浮游植物体内 N、P、C 的含量比例是恒定的。但实际上浮游植物的组成并不是恒定的,它在某一程度上反映了水中各种物质的含量,比如说,如果水中磷含量很高,那么浮游植物将吸收更多的磷,这叫“奢侈吸收”。Jørgensen 已经证实至少在高度富营养化湖泊中必须考虑浮游植物体内各种营养盐含量比例关系的改变(Jørgensen, 1983)。Droop 认识到营养盐过度吸收的重要性,将藻类生长速率与细胞内部营养库大小联系起来,建立了 Droop 模型。实验室培养实验和野外调查结果证实,它适用于大多

表 2 不同底质－水体之间磷交换的总磷负荷模型(Steven ,1991 ;Welch et al. ,1986)
Table 2 Different total P load models for phosphorus exchange between water body and sediment

作者及发表时间 Authors and references	总磷负荷模型 Total phosphorus load models	注释 Definition
Larsen et al.(1975) 和 Ahlgren(1980)	$V \frac{dp}{dt} = W - Qp$	V :湖泊容积(m^3/a) Volume of lake p :总磷浓度(mg/m^3) Total phosphorus concentration(mg/m^3) W :负荷量速率(m^3/a) Loading rate Q :水流速率(m^3/a) Outflow t :时间(a) Time
Larsen et al.(1979)和 Welch et al.(1986)	$V \frac{dp}{dt} = W - Qp - v_a A p + J_{int}$	J_{int} :内部磷的负荷量(mg/a) Internal loading of phosphorus v_a :表面沉积速率(m/a) Apparent settling velocity A :湖泊面积(m^2) Lake area
Steven 和 Raymond(1991)	$V_1 \frac{dp_1}{dt} = W - Qp_1 - v_s A_2 p_1 + v_r A_2 p_2$ $V_2 \frac{dp_2}{dt} = v_s A_2 p_1 - v_r A_2 p_2 - v_b A_2 p_2$	p_1 :湖水的总磷浓度(mg/m^3) Total phosphorus concentration of lake water p_2 :底质表层中的总磷浓度(mg/m^3) Total phosphorus concentration of enriched surface sediment v_s :总磷沉积速率(m/a) Total phosphorus settling velocity v_r :从底质到水体的物质转移循环系数(m/a) Sediment recycle mass-transfer coefficient from sediment to water v_b :从底质表层到深层的物质转移埋藏系数(m/a) Burial mass-transfer coefficient from the enriched surface layer to the deep sedi- ments V_1 :湖水的容积(m^3) Volume of lake water V_2 :沉积区的容积(m^3) Volume of the deposition zone A_2 :沉积区的表面积(m^2) Surface area of the deposition zone
Lorenzen et al.(1976)	$V \frac{dp}{dt} = W - Qp - K_1 A p + K_2 A p_s$ $V_s \frac{dp_s}{dt} = K_1 A p - K_2 A p_s - K_3 K_3 A p$	V_s :表层底质容积(m^3) Volume of surface sediment p_s :底质中可交换性磷的浓度(mg/m^3) Sediment exchangeable phosphorus concentration in surface sediments K_1 :从水体向底质的物质转移系数(m/a) Mass-transfer coefficient from water to sediment K_2 :从底质向水体可交换性磷的转移系数(m/a) Mass-transfer coefficient of exchangeable phosphorus from sediment to water K_3 :被输入到底质中的不可交换性磷占总磷的比例 Fraction of the total phosphorus input to the sediments that is nonexchangeable

数限制性营养盐条件 ,将其作为管理模型使用时 ,还需要考虑细胞内部营养库物质平衡以及物质交换对内部营养库的贡献(刘元波 ,陈伟民 ,2000)。Di Toro 在建立 Erie 湖浮游植物和营养模型时认识到这一问题 ,他认为既然细胞营养吸收过程比细胞生长时所需营养的消耗快得多 ,那么当营养盐浓度变化速率比细胞生长速率慢时 ,细胞与外界环境保持相对平衡。因此 ,浮游植物与营养盐可利用程度之间的季节性变化关系 ,可用简单的 Monod 方程表达。

野外试验成功地表明 ,使用 Monod 模型所得到的结果与使用复杂的 Droop 机理模型所得到的结果相一致。Droop 模型的主要缺陷在于 ,它将藻类生长描述为细胞生理特征 ,其实藻类生长是细胞内外环境的综合反映(Di Toro ,1980)。

浮游植物的初级生产力是湖泊营养状况的主要评价指标 ,它的光合作用速率与环境因子及细胞本身的内环境有关。单位水体通过一定时间有机物质合成的数量受到藻类叶绿素含量、光强、营养盐和温

度等多种条件的制约(屠清瑛等,1990)。Chen 等人考虑了四种外界因子如氮、磷、太阳辐射和温度,利用米氏方程建立了模型(Chen & Orlob,1975)。Nyholm 则考虑了内部因子与浮游植物光合作用的关系,他们认为磷是光合作用的主要限制因子,从而建立了浮游植物光合生产量预测模型。Di Toro 和 Matystik 考虑了水深和时间,结合 Steele 方程研究了蓝藻和硅藻生长与光的关系,揭示了强光抑制藻类生长,绿藻与光的关系,可用类似于 Monod 方程的函数来表达(Janse,1992)。还有 Pattern 等,Larsen 等,Jansson,Anderson 都建立了不同的浮游植物光合作用计算模型(Nyholm,1988)。另外,国外有些学者通过不断测定水体中溶解氧的含量来估算水体的初级和净生产力,溶解氧自动测定装置问世使在一个较长的时期内通过测定水体中的溶解氧来研究水生生物群体的初级生产力和氧气消耗成为可能(Robert et al.,1996)。

目前浮游植物生态模型还需进一步完善。特别是对于一些空间上跨度很大的湖泊,通过把多级浮游植物、养分负荷模型与水动力学模型整合在一起,才能有效地预测养分负荷的改变对浮游植物组成及其优势种的影响。模拟湖泊对养分负荷的响应也必须考虑悬浮底质和沉水植被,它们在富营养化湖泊养分循环中扮演着重要的角色(Thomas & Victor,1995)。所以,生态-动力学模型才是湖泊富营养化模拟模型研究的主流。

2.3 湖泊富营养化生态-动力学模型

生态-动力学模型与磷负荷模型一样,也是为了研究湖泊富营养化发生的机理,并对其发展趋势作出预测。但它与磷负荷模型具有本质的区别,它的主要特点是:(1)考虑了生态系统中营养物随时间和空间的变化;(2)详细地描述湖泊中生物的和化学的变化过程;(3)与磷负荷模型比较,它考虑了更多种因素变化的影响。在生态-动力学模型中,空间的变化通常用水动力学公式来描述;而生态-地球化学过程由生物的和化学的过程描述;影响因素包括碳、氮、磷、硅、硫、氧、光照等。生态动力学模型一般包括三个营养级(浮游植物、浮游动物和鱼)与各元素(如碳、磷、氮)有关物理、化学与生物变化过程,在一般情况下,这一变化过程可用磷循环子模型、氮循环子模型和碳循环子模型等来描述。1976 年 Jørgensen 提出 Glumseq 生态-动力学模型,它为

以后的模型研究打下了坚实的基础,此模型共 17 个状态变量,包括整个食物链同时还考虑了硅藻细胞内的养分,这对于富营养化的浅水湖泊来说非常有必要,同时氮、磷、碳循环是独立的,因此该模型的参数很多。甚至,Glumseq 模型还考虑了水和沉积物之间的营养交换,并且区分了交换性和非交换性营养元素。对于浅水湖泊来说估算出沉积物中营养物质的数量也是十分重要的。Glumseq 模型应用于 25 项研究实践证实它具有现实意义。表 3 列出在过去几十年间建立的一系列湖泊富营养化生态-动力学模型。目前,有些模型做了一些数学和计算上的校正,仍然还在使用。它们通常包括 10 个左右的变量,营养物质方面通常考虑了碳、磷、氮和硅等营养元素。由于它们具有以上的特征,所以更能反映系统的动态发展过程(Jørgensen,1995)。Cерco 等人在研究 Chesapeake 湾富营养化时提出了 CE-QUAL-ICM 三维动态富营养化模型,该模型包括 22 个状态变量,涉及湖泊物理特征、多种藻类、碳、氮、磷、硅和溶解氧等。运用 CE-QUAL-ICM 模型在 Chesapeake 湾进行了 3 年研究,结果表明:该模型成功地模拟了水质变化过程和水体-底质之间交换过程。模拟的现象包括:养分输入高峰后出现春季“藻华”、夏季水体缺氧等现象。此研究表明复杂的富营养化可以使用三维动态水质模型来进行模拟(Cерco & Cole,1993)。总的来说,湖泊富营养化生态-动力学模型在其发展过程中正经历如下变化:状况变量逐步增加,由最初的几个发展到现在十几个乃至几十个;从一维逐步向多维动态模型过渡,如 3DWFEGAS 是一个三维生态-动力学模型,包括的物理、化学和生物过程更加全面。目前使用十分广泛的生态-动力学模型是 WASP(Water quality simulation program),它有几个不同的版本,其中 WASP5 是使用最广泛的版本。WASP5 是一个模拟一般和有毒污染物转移与运动的地表水水质动态模型。WASP5 包括三个独立的模拟程序(DYNHYD,EUTRO,TOXI),他们都能够独立运行。其中 TOXI 主要是用来模拟有机化学物质和金属离子在水体中的相互作用及其运动,而 EUTRO5 主要模拟了溶解氧(DO)、碳生物化学需氧量(CBOD)、营养物质和浮游植物等因子。EUTRO5 包括 8 个变量,这些变量构成 4 个相互作用的系统:浮游生物动态变化、磷循环、氮循环和溶解氧平衡(Pilar et al.,1997;Warwick & Cockrum,1997;

表 3 湖泊富营养化生态－动力学模型(金相灿 ,屠清瑛 ,1990 ;Jørgensen ,1995)
Table 3 Eco-dynamics models of lake eutrophication

模型 Models	每层或每段的 状态变量 Number of state variables per layer or segment	营养物质 Nutrients	段数 Segments	维数(D) 或层(L) Dimension (D) or layer (L)	不变的计量 (CS)或独立 营养循环(NC) Constant stoichi- ometric or independent nut- rients cycle	标度(C)或 有效性(V) Calibrated or Validated	文献中研究 的数目 Number of cases
Vollenweider	1	P(N)	1	1L	CS	C + V	许多 many
Imboden	2	P	1	2L 2D	CS	C + V	3
O 'Melia	2	P	1	1D	CS	C	1
Girl	3	P	1	1 - 2D	CS	C + V	许多 many
Larsen	3	P	1	1L	CS	C	1
Lorenzen	2	P	1	1L	CS	C + V	1
Thomann1	8	P ,N ,C	1	2L	CS	C + V	1
Thomann2	10	P ,N ,C	1	2L	CS	C	1
Thomann3	15	P ,N ,C	67	2L	CS	-	1
Chen & Orlob	15	P ,N ,C	几个 several	2L	CS	C	≥2
Patten	33	P ,N ,C	1	1L	CS	C	1
Di Toro	7	P ,N	7	1L	CS	C + V	1
Biermann	14	P ,N ,Si	1	1L	NC	C	1
Canale	25	P ,N ,Si	1	2L	CS	C	1
Jørgensen	17	P ,N ,C	1	1 - 2L	NC	C + V	21
Cleaner	40	P ,N ,C ,Si	几个 several	几层 several L	CS	C	许多 many
Lavsoe	7	P ,N	3	1 - 2L	NC	C + V	25
Aster/Melodia	10	P ,N ,Si	1	2L	CS	C + V	1
Baikal	> 16	P ,N	10	3L	CS	C + V	1
Chemsee	> 14	P ,N ,C ,Si	1	剖面 profile	CS	C + V	许多 many
3DWFGAS	> 70	P ,N ,C ,Si	许多 many	许多 many	CS	C + V	135
Reward	16	P ,N	1	剖面 profile	CS	C + V	5
Mahamah Lake	8	C ,P ,N	1	1 - 2L	CS	C + V	2
Ecosystem	11	C ,P ,N	1	1	CS	C + V	1
Minlake	9	P ,N	1	1	CS	C + V	> 10
Salmo	17	P ,N	1	2L	CS	C + V	16

Kao et al. ,1998)。另外 ,PCLAKE 也是一个适用性比较广泛的浅水湖泊富营养化模型。它通过食物网把养分循环与浮游植物和大型植物的生长联系在一起。该模型包括了对藻类和沉水植物生长十分重要的主要组分和过程 ,但并不详细。食物网主要用来描述食物网结构对初级生产者和养分循环的影响 ,也用来模拟食物网管理对藻类生物量的影响(Janse et al. ,1998)。湖泊水动力学模型也是湖泊动态模拟模型的一个十分重要的组成成分 ,在该领域也取得一定的成绩。Hutter 在 1991 年对于湖泊水动力学方程组给出了不同类型湖泊及特定条件下方程组的简化、物理解释与适用范围 ,在计算方法上 ,直接用差分方法来求解完备的原始方程已经相当普遍(秦伯强 ,1998)。

自 20 世纪 80 年代以来 ,我国学者在湖泊富营养化模型构建方面也做了大量工作 ,其工作主要围绕几个湖泊进行。阮景荣等人建立武汉东湖的磷－

浮游植物动态模型 ,该模型按照 1 年的时间标度描述东湖藻类的生长和磷循环 ,其状态变量包括浮游植物磷、藻类生物量、正磷酸盐、碎屑磷和沉积物磷 ,经过校正和检验结果表明 ,模型对于系统给定状态的描述是令人满意的 ,并且对于系统的强制函数给予了合理的响应(阮景荣等 ,1988)。刘玉生等人在研究了滇池碳、氮、磷时空分布 ,藻类动力学、浮游植物动力学及沉积与营养释放的基础上 ,建立了生态动力学模型 ,并与箱模型耦合 ,建立了生态动力学箱模型 ,模拟了总磷、总氮和化学需氧量的水环境容量和削减量 ,所得结果较好地与实际符合 ,为滇池的水污染控制打下了基础(刘玉生等 ,1991)。另外 ,宋永昌等人以淀山湖生态系统为研究对象 ,建立富营养化生态模型 ,为淀山湖科学管理和富营养化治理提供了依据(宋永昌等 ,1991)。还有大量的学者在太湖进行了湖泊水动力学方面的研究 ,建立了风生流和风涌增减水的三维数值模型 ,较好地模拟了湖

泊流场对湖泊水质和生态系统产生的重要影响(胡维平等,1998 ;胡维平等,2000)。

虽然目前已创建了一大批三维动态模型,但它们仍存在许多不足之处:(1)它们缺乏真正生态系统所具有的适应性和灵活性;当给出一个模型的一定结构和一套参数(与特定的生态系统相吻合)时,那么这个模型就“锁定”了。当使用此模型来研究其他的生态系统时,必须根据此生态系统对该模型的结构和参数进行改进。Jørgensen 运用一个中等复杂程度的湖泊富营养化模型对 16 个不同类型湖泊进行模拟,结果证实:只要基本模型的改进与所模拟的湖泊生态系统特征相吻合并且模型还考虑了必需元素的循环,则模拟值与实际观测值之间的偏差很小,参数值的估测范围与已报道的值相一致。(2)目前的模型是建立在湖泊生态系统现有生态结构的基础之上的,但由于环境污染,人类活动对生态系统的结构产生一定的冲击作用,这就限制了这些模型预测的准确性。(3)当这些模型使用于一项新的研究时,必须进行参数测定,取样频率和取样时间对参数值测定有较大的影响,模型校正的数据必须符合实际,并且取样频率要能反映生态系统的动态变化过程。(4)对生态规律和生态知识的了解程度也限制了模型的适用性。不同营养负荷的湖泊之间物理、化学和生物变化过程有很大的差异,即使是同一湖泊内不同区域和不同时间内所发生的变化过程也有较大的差异。(5)缺乏统一详细的湖泊水化学方面的数据,这给湖泊模型的校正、验证造成很大困难,使创建的湖泊富营养化生态-动力学模型适用性不高(Spencer & Eugene,1999 ;Molen,1994 ;Riley & Stefan,1988)。

3 湖泊富营养化模型研究展望

在过去的 20 年间,在湖泊富营养化模型研究方面取得了很大的进步,它经历了由单一因素、局部过程、生理生态水平、均质性向复杂因素、系统过程、生态系统水平、时空异质性发展的总体态势。由于具有一系列复杂程度不同的模型,从而可以根据所供数据的数量和质量选择适合的模型,这使应用模型来解决环境问题成为可能。一些学者经过研究分析后认为未来模型的创建有两条路可走:第一,创建一些比较复杂的具有代表性的模型如 CLEAR,它们经过很小的改变和一些决定性参数的修正就可以广泛应用于科学研究当中;第二,从湖泊生态系统的知识

出发,运用以前获得的研究经验,创建难度适中,适合某一特殊研究的模型。对于这两个方向有关学者尚有争论,争论的结果是两个方向都应该鼓励,通过这两种方法的使用获取新的知识和经验,同时通过对湖泊生态系统更加深入理解和模型的广泛应用来完善模型。

目前模型的缺点在于它们的结构太固定,而真正生态系统具有一个灵活和适应性的结构,这个结构与生态系统组成成分的特点相符。因此,我们在研究单一因素、局部过程和生理生态的同时,必须对湖泊生态系统进行深入的研究。随着现代科学技术的发展和人们对湖泊富营养化认识的提高,这些问题肯定会得到解决,湖泊富营养化模型将会向越来越精细、准确和适用的方向发展。同时,随着生态学界对“格局—过程—尺度(pattern-process-scale)”认识加深,尺度研究越来越受到重视,这也反映在湖泊富营养化模型研究当中,如将湖泊富营养化模型与流域非点源养分模型、农业投入与收益评估标准相结合,形成多目标管理优化模型,用于科学决策,从而可促进整个流域的可持续发展(Warwick & Cockrum,1997 ;Somlyódy,1998)。而最近出现的生态与水动力耦合模型和面向对象模型由于考虑了尺度效应和空间异质性,将来肯定会用到湖泊富营养化模拟研究当中(刘元波,陈伟民,2000)。还有近年来出现的湖泊富营养化模型与神经网络模型、决策支持系统的结合也显示出了良好的应用前景(Gardiner,1997)。

参考文献

顾丁锡,舒金华,1988. 湖水总磷浓度的数学模拟. 海洋与湖泊,19(5): 447 ~ 453
胡维平,濮培民,秦伯强,1998. 太湖水动力学三维数值试验研究——1. 风生流和风涌增减水的三维数值模拟. 湖泊科学,10(4): 17 ~ 25
胡维平,秦伯强,濮培民,2000. 太湖水动力学三维数值试验研究——3. 马山围垦对太湖风生流的影响. 湖泊科学,12(4): 335 ~ 342
金相灿,屠清瑛,1990. 湖泊富营养化调查规范(第二版). 北京: 中国环境科学出版社,303 ~ 316
李文朝,尹澄清,陈开宁,吴庆龙,潘继征,1999. 关于湖泊沉积物磷释放及其测定方法建议. 湖泊科学,11(4): 296 ~ 302
刘玉生,唐宗武,韩梅,邹兰,郑丙辉,1991. 滇池富营养化生态动力学模型及其应用. 环境科学研究,4(6): 1 ~ 8
刘元波,陈伟民,2000. 湖泊藻类动态模拟. 湖泊科学,12(2): 171 ~ 176

- 秦伯强, 1998. 太湖水环境面临的主要问题、研究动态与初步进展. *湖泊科学*, **10**(4): 1 ~ 7
- 阮景荣, 蔡庆华, 刘建康, 1988. 武汉东湖的磷 - 浮游植物动态模型. *水生生物学报*, **12**(4): 289 ~ 307
- 宋永昌, 王云, 戚仁海, 1991. 淀山湖富营养化及其防治研究. 上海: 华东师范大学出版社, 157 ~ 180
- 屠清瑛, 顾丁锡, 尹澄清, 徐卓然, 韩久智, 1990. 巢湖——富营养化研究. 北京: 中国科学技术出版社, 101 ~ 125
- Ahlgren I, 1977. Role of sediments in the process of recovery of a eutrophicated lake. In: Golterman H L (ed.), *Interactions Between Sediments and Fresh Water*. The Hague, 172 ~ 177
- Bault J M, 1998. A model of phytoplankton development in the Lot river [France]: simulation of scenarios. *Water Research*, **32**(4): 1065 ~ 1079
- Cassell E A and Dorioz J M, 1998. Modeling phosphorus dynamics approaches. *Journal of Environmental Quality*, **27**(2): 293 ~ 298
- Cerco C F and Cole F, 1993. Three dimensional eutrophication model of Chesapeake bay. *Journal of Environmental Engineering*, **19**(6): 1006 ~ 1025
- Chen C W and Orlob C T, 1975. Ecological simulation for aquatic environments. In: Pattern B C (ed.), *System Analysis and Simulation in Ecology*. New York: Academic press, Vol 3
- Di Toro D M, 1980. Applicability of cellular equilibrium and Monod theory to phytoplankton growth kinetics. *Ecological Modelling*, **8**(1): 201 ~ 218
- Diederik T and Van D M, 1991. A simple, dynamic model for the simulation of the release of phosphorus from sediments in shallow, eutrophic systems. *Water Research*, **25**(3): 737 ~ 744
- Gardiner J, 1997. Environmental modeling in the hydrological cycle: what the client needs. *Water and Environmental Management*, **11**(1): 105 ~ 108
- Helen B, Stephen J and John A N, 1996. Predicting epilimnetic phosphorus concentrations using an improved diatom-based transfer function and its application to lake eutrophication management. *Environmental Science and Technology*, **30**(10): 1935 ~ 1942
- Janse J H, 1992. A mathematical model of the phosphorus cycle in lake Loosdrecht and simulation of additional measures. *Hydrobiologia*, **133**(1): 119 ~ 136
- Janse J H, Ellen V D and Tom A, 1998. A model study in the stability of the macrophyte-dominated state as affected by biological factors. *Water Research*, **32**(9): 2696 ~ 2706
- Jørgensen S E, 1983. Application of Ecological Modeling in Environmental Management, part A. New York: Elsevier Scientific Publishing Company, 227 ~ 279
- Jørgensen S E, 1995. State-the-art management of models for lakes and Reservoirs. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, **1**(2): 79 ~ 87
- Kamp N L, 1978. Modeling the temporal variation in sediment phosphorus fractions. In: Golterman H L (ed.), *Interactions Between Sediments and Fresh Water*. The Hague, 277 ~ 285
- Kang R J, James R T and Lung W S, 1998. Assessing Lake OKEECHOBEE eutrophication with water-quality models. *Journal of Water Resources Planning and Management*, **124**(1): 22 ~ 30
- Kao J J, Lin W L and Tsai C H, 1998. Dynamic spatial modeling approach for estimation of internal phosphorus load. *Water Research*, **32**(1): 47 ~ 56
- Lung W S, Canale R P and Freedman P L, 1976. Phosphorus models for eutrophic lakes. *Water Research*, **10**(8): 1101 ~ 1114
- Malueg K W, Larsen D P, Schults D W and Mercier H T, 1975. A six year water, phosphorus and nitrogen budget of Shagawa lake. *Journal of Environmental Quality*, **4**(2): 236 ~ 242
- Molen D T, 1994. Mathematical modeling as a tool for management in eutrophication control of shallow lakes. *Hydrobiologia*, **22**(2): 275 ~ 284
- Nyholm N, 1988. A simulation model for phytoplankton growth and nutrient cycling in eutrophic shallow lakes. *Ecological Modelling*, **4**(3): 279 ~ 310
- Pilar H, Robert B A and Daniel P, 1997. Modeling eutrophication kinetics in reservoir microcosms. *Water Research*, **31**(9): 2511 ~ 2519
- Riley M J and Stefan H G, 1988. MINLAKE, a dynamic lake water quality simulation model. *Ecological Modelling*, **4**(2): 155 ~ 162
- Robert P, Kees K and Lambertus L, 1996. Primary production estimation from continuous oxygen measurements in relation to external nutrient input. *Water Research*, **30**(3): 625 ~ 643
- Somlyódy L, 1998. Eutrophication modeling, management and decision making: the Kis-Balaton case. *Water Science and Technology*, **37**(3): 165 ~ 175
- Spencer A P and Eugene B W, 1999. Sample representativeness: A must for reliable regional lake condition estimates. *Environmental Science and Technology*, **33**(10): 155 ~ 164
- Steven C C, 1991. Long-term phenomenological model of phosphorus and oxygen for stratified lakes. *Water Research*, **25**(6): 707 ~ 715
- Thomas J R and Victor J B, 1995. A preliminary modeling analysis of water quality in lake OKEECHOBEE, Florida: calibration results. *Water Research*, **29**(12): 2755 ~ 2766
- Warwick J J and Cockrum D M, 1997. Estimating no-point-source loads and associated water quality impact. *Journal of Water Resources Planning and Management*, **123**(5): 302 ~ 310
- Welch E B, Spyridakis D E and Shuster J I, 1986. Declining lake sediments phosphorus release and oxygen diversion. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **58**(1): 92 ~ 96