第12卷 第4期　　水生生物学报　　Vol. 12, No. 4
1988年12月　　ACTA HYDROBIOLOGICA SINICA　　Dec., 1988

武汉东湖的磷-浮游植物动态模型*,**

阮景荣　蔡庆华　刘建康
（中国科学院水生生物研究所，武汉）

提　　要

本文报道了东湖的一个富营养化模型。这个模型按照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。模型校准和检验结果表明，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的改变能给予合理的响应。根据东湖富营养化工程治理的初步设想，利用模型进行了东湖污水截流前后的水质预报，同时考查了截流后移出沉积物或引灌江水对于改善其水质的效果。模型所提供的各种预报可供拟定东湖治理方案时参考。

关键词　富营养化模型，　浮游植物生长，　磷循环

前　　言

在淡水生态学模型中，以描述水体中的营养物循环和提供水质预报为目标的富营养化模型，占有相当重要的地位。早在60年代末至70年代初，就有一些学者着手于水生态系统及其营养状态的模拟[8,10,26]，他们的开拓性研究为富营养化模型的发展奠定了基础。70年代中期，伴随水体富营养化的研究工作的广泛开展，世界范围内建立了大量的复杂程度不同的富营养化模型[7,9,13,14,25,27,34,37]，其中不少模型在水质管理中得到了应用。最近10年来，富营养化模型建立无论在理论或实践方面都有较大的进展[11,15-17,20-24,35,36,38]；只要模型作者利用自己过去所积累的经验，可以借助于富营养化模型提出具有实用意义的预报(Jørgensen 和 Goda)[18]。因此，在淡水水域水质管理的实践中，这类生态学模型已成为一种重要的工具。

本文所叙述的东湖生态学模型，是为配合东湖富营养化的工程治理而建立的。东湖位于湖北省武汉市武昌东北郊，是长江中游的一个中型浅水湖泊，具有供水、游览、渔业、水上运动等多种用途。自60年代后期以来，随着湖区周围人口密度的增长和工农业生产的发展，含有大量营养物的生活污水和工业废水源源不断地流入湖内，致使东湖成为有机物严重污染的富营养型水体，极大地危害湖区居民的身体健康，同时造成不良的社会、生

* 国家自然科学基金资助项目。
** 本所华俐、王建、张水元、刘衢霞、戎克文、沈国华等同志为本文提供有关的观测数据，郑英同志为插图复墨，在此一并致谢。
1988年6月4日收到。

态影响。为进行东湖富营养化的治理，有关部门正在组织力量兴建截污工程，并准备在污水截流后进一步采取挖泥或换水措施，以促进其水质的恢复。鉴于这种情况，本模型拟通过对东湖生态系统中磷循环和浮游植物生长动态的描述，预报其污水截流后主要水质指标的变化，并考查引灌江水、移出沉积物对于改善其水质的效果，为东湖富营养化工程治理方案的拟定提供参考资料。

东 湖 概 况

东湖系由多个不同大小的湖泊(区)所组成，按海拔 20.5 米水位计算总面积为 27.9 平方公里，全湖平均水深 2.21 米，最大深度 4.75 米，常年水位比较稳定[6]（图 1）。本模型所涉及的水域是东湖的主体部分，即彼此连成一体的水果湖和郭郑湖(以下分别称为湖区 I 和湖区 II)，其面积分别为 1.10 和 11.24 平方公里1)，平均深度分别为 2.72 和 3.81 米2)。

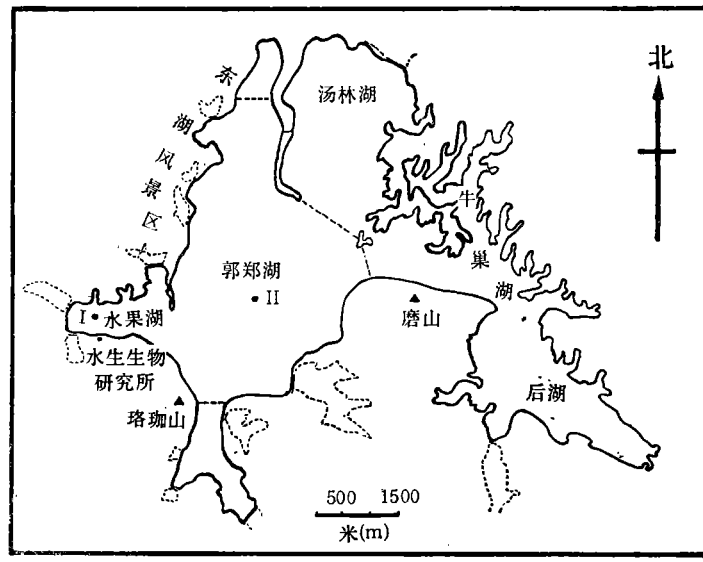

图 1 东湖主要湖区的分布

Fig. 1 Distribution of the major basins of Lake Donghu

由于外源营养物的大量输入，东湖于 60 年代后期出现富营养化现象。随着时间的推移，东湖富营养化程度日益加剧，整个系统的结构和功能发生了重大变化[5]。从东湖最近几年的观测结果来看，虽然其水柱中的氮、磷浓度还处在富营养型水体的范围内，但浮游植物的初级生产力已达到高度富营养型湖泊的水平(表 1)[31,39,41]。目前，东湖大型底栖动物少见，水生高等植物几乎绝迹，已成为浮游生物群落(包括浮游生物食性鱼类)占绝对优势的"藻型"湖泊。

根据东湖水量平衡和营养物来源的有关资料[2] 估算，湖区 I 和 II 的进水量（扣除蒸

1) 武汉测绘学院航测系，1982 年观测资料。

2) 本所第四研究室，1983—1984 年鱼探仪测定结果。

发量)约为 11416 × 10^4 立方米/年，总磷的输入量(扣除渔获物所移出的磷)为 25.39 吨/年，正磷酸盐的输入量为 9.31 吨/年，其中湖区 I 的进水量占 29.65%，总磷和正磷酸盐的输入量分别占 59.72 和 52.36%。同时，从湖区 I 转移至湖区 II 的水量估计为 2290 × 10^4 立方米/年，总磷和正磷酸盐(按湖区 I 常年观测的平均浓度计算)分别为 4.74 和 2.13 吨/年。

污水截流后，两个湖区的营养物来源，假定除了雨水和地表径流之外，其余的都不再存在。因此，在确定新的水量平衡时，现在取水量较大的生活和工农业用水均不予以考虑。按照与污水截流前相同的方法估算，污水截流后湖区 I 和 II 的进水量分别为 222 × 10^4 和 2492 × 10^4 立方米/年，总磷的输入量分别为 0.21 和 2.65 吨/年，正磷酸盐的输入量分别为 0.17 和 1.91 吨/年，其中湖区 II 的进水量和磷输入量包括来自湖区 I 的一部分在内。

表 1　东湖 1983—1986 年的化学和生物学状况*

Tab. 1　The chemical and biological conditions of Lake Donghu in 1983—1986

湖区 Basin	SD (m)	TN (mg/l)	IN (mg/l)	TP (mg/l)	PO_4-P (mg/l)	Chl-a (μg/l)	PP (gC/m²·yr)
I	0.65—0.85 (0.73)	2.19—4.00 (3.17)	1.37—2.55 (1.96)	0.191—0.235 (0.203)	0.067—0.116 (0.090)	18.82—41.72 (26.89)	442—1363 (764)
II	1.32—1.72 (1.50)	1.35—2.35 (1.74)	0.37—0.66 (0.50)	0.047—0.089 (0.064)	0.007—0.018 (0.013)	10.25—24.68 (15.49)	447—684 (540)

* 1) 表中 SD、TN、IN、TP、PO_4-P、Chl-a 和 PP 分别表示透明度、总氮、无机氮、总磷、正磷酸盐、叶绿素 a 和初级生产力。下文图表中有关指标的表示与本表相同。

2) 表中各项指标值均为年平均值，括号内的是 4 年的平均值。

1) SD, TN, IN, TP, PO_4-P, Chl-a and PP in this table stand for Secchi depths, total nitrogen, inorganic nitrogen, total phosphorus, orthophosphate, chlorophyll-a and primary production respectively. The indicators in following figures and tables are abbreviated in the same forms as these in the table.

2) Various indicators in this table are expressed in annual averages, and figures in brackets are means for 4 years.

因缺乏东湖水量补充和营养物输入的时间分布方面的资料，两个湖区的出水量 (m^3/天，等于进水量)和磷负荷 (gP/m^3·天)统一按日平均值处理，并且都被看作为常数。磷的输入按正磷酸盐和碎屑磷分别考虑，其中碎屑磷系取为总磷与正磷酸盐之差。

模　型　结　构

1. 系统变量

模型对东湖磷循环的描述，是按照图 2 所示的线路进行的。模型有 5 个分室或状态变量，即浮游植物磷 (PA)、藻类生物量 (BA)、正磷酸盐 (PI)、碎屑磷 (PD) 和沉积物磷 (PS)。模型未将消费者生物列为其状态变量，但从食物关系上考虑了它们对浮游植物的影响。具体地说，各级消费者生物所摄入的磷全部计为浮游植物磷的损失，因而模型赋予浮游植物以较高的死亡率。浮游植物未按其类群予以区分，而是指各种浮游藻类的

集合体。模型中的碎屑磷，如同作为输入变量的碎屑磷一样，包括颗粒磷和溶解有机磷两部分。沉积物仅考虑其上层 10 厘米，在此深度之下的沉积物磷假定不参与系统的代谢过程。

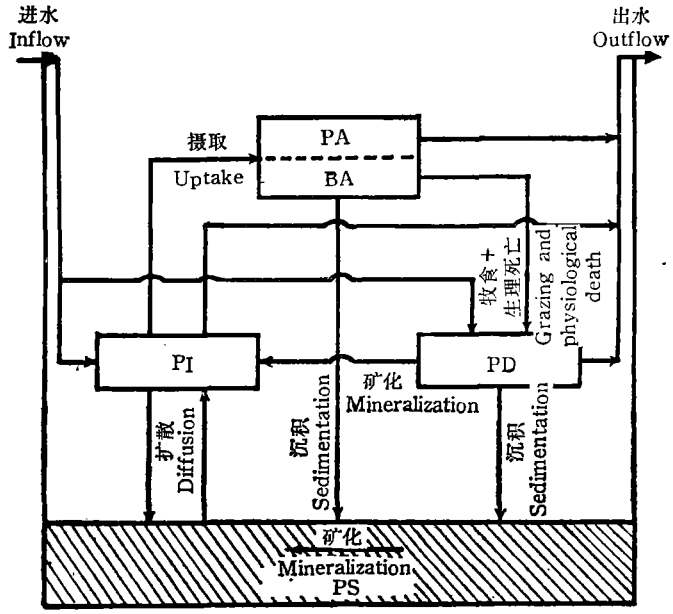

图 2 东湖富营养化模型的结构

Fig. 2 Structure of the eutrophication model for Lake Donghu
(BA, PA, PI, PD and PS are phytoplankton biomass, phosphorus in algal cells, orthophosphate, phosphorus in detritus and phosphorus in sediment respectively)

上述的 5 个状态变量，除了藻类生物量按 g 干重/m^3表示之外，其余的都采用 gP/m^3 这一浓度单位。

模型的驱动变量或强制函数，系指太阳辐射（I）、水温（T）和营养物磷的输入，其中磷负荷已为本文前一部分所叙述。太阳辐射资料系由武汉气象观测站所提供，采用月辐射能的日平均值（Cal/cm^2·天）。水温则按东湖的实测数据统计，使用月平均值（℃）。

作为模型的第三类系统变量的湖泊形态学参数，亦在本文前一部分作了介绍。鉴于两个湖区的形态以及水化学和生物学状况的差别，模型将每个湖区各作为一个单元来处理。但是，在模型中每个湖区都被表示为完全混合的匀质系统，其中的各种成分均不存在水平和垂直分布上的差异。

2. 状态方程

模型由一组按照物质和能量守恒定律建立的确定性微分方程所构成，其中每一个方程描述一个有关的状态变量。这一组微分方程是

$$dPA/dt = UPTBA - MORTPA - SETPA - PA \cdot Q/V \quad (1)$$

$$dBA/dt = GROWBA - MORTBA - SETBA - BA \cdot Q/V \quad (2)$$

$$dPI/dt = LPI + MINPD + EXCHP - UPTBA - PI \cdot Q/V \quad (3)$$

$$dPD/dt = LPD + MORTPA - MINPD - SETPD - PD \cdot Q/V \tag{4}$$

$$dPS/dt = SETPA + SETPD - EXCHP \tag{5}$$

方程右边的V和Q分别为湖泊的容积和出水量，LPI 和 LPD 分别为正磷酸盐和碎屑磷容积负荷，其余各项将在下文予以解释。

3. 速率方程

模型状态变量之间的相互关系由若干速率方程来描述，这些速率方程表达了系统中的物理、化学和生物学过程。

(1) *浮游植物的生长*

在淡水生态学模型中，藻类生物量的增长率通常是作为一阶过程来描述的，这一过程的速率系数(即最大生长率)由温度、光照和营养物三因素的函数所制约。就藻类生长的营养物限制而言，大多数富营养化模型采用经典的 Michaelis-Menten 公式，即按照藻类细胞的营养物水平稳定不变的假定，把藻类的生长率作为环境营养物浓度的函数来描述。然而，实验观测结果表明，藻类细胞的营养物(尤其是磷)含量往往变动很大，并且藻类的生长可以延续到环境中的营养物耗尽之后[24]。根据这一观测结果，有些模型作者将藻类的生长和营养物摄取分开来考虑，同时把藻类的生长率作为其细胞营养物水平的函数来描述，结果使模型在某些情况下能给出更准确的预报[14,15,23,24]。因此，东湖浮游植物的生长亦按两步过程来描述，所采用的速率方程如下：

1) 磷的摄取 (UPTBA)

$$UPTBA = UP_{max} FP1\ FP2\ BA \tag{6}$$

$$FP1 = PI/(PI + KP) \tag{7}$$

$$FP2 = (FPA_{max} - FPA)/(FPA_{max} - FPA_{min}) \tag{8}$$

$$FPA = PA/BA$$

式中 UP_{max} 为藻类的最大磷摄取率，FP1 和 FP2 分别为湖水磷浓度和藻类细胞含磷量对其最大磷摄取率起限制作用的函数，KP 为藻类对磷的摄取的 Michaelis 常数，FPA_{max} 和 FPA_{min} 分别为藻类细胞的最高和最低含磷量。

2) 生物量的增长 (GROWBA)

$$GROWBA = GR_{max}\ fP\ fT\ fI\ BA \tag{9}$$

式中 GR_{max} 为藻类的最大生长率，fP、fT 和 fI 分别为营养物磷(即藻类细胞的含磷量)、温度和光照对藻类最大生长率起限制作用的函数，其表达式是

$$fP = 1 - FPA_{min}/FPA \tag{10}$$

$$fT = \begin{cases} (Tc - T)/(Tc - To)\exp(1 - (Tc - T)/(Tc - To)) & \text{当 } T < Tc \\ 0 & \text{当 } T \geqslant Tc \end{cases} \tag{11}$$

式(11)中T为水温，Tc 和 To 分别为藻类生长的临界温度和最适温度。近 10 年来，东湖藻类的生长于夏秋两季出现持续高峰，其中蓝、绿藻占有绝对的优势。鉴于蓝、绿藻生

长所要求的温度比其它藻类高，而且蓝藻对高温有很强的耐受力[39]，东湖藻类生长的最适温度和临界温度，是按 5—10 月和 11—4 月两个区间分别确定的。

$$fI = e/\varepsilon D\ (\exp(-I/Is\ \exp(-\varepsilon D)) - \exp(-I/Is)) \tag{12}$$

$$\varepsilon = \varepsilon_o + \alpha BA \tag{13}$$

$$Is = Isb + Ist\ T \tag{14}$$

式中 D 为水深，ε_o 和 α 分别为湖水和藻类的消光系数，ε 为总消光系数，I 为水面的光强度，Is 为藻类生长的最佳光强度，Isb 和 Ist 分别为最佳光强度的基点值和温度校正系数。由于模型描述一个被假定为完全混合的系统，方程(12)只考虑了光照强度随深度增加而递减的平均影响，这个方程是由描述水域中某一点的光限制的 Steele 方程推导而来的[7,10]。

(2) *浮游植物的死亡* (MORTPA、MORTBA) *及碎屑和沉积物的矿化* (MINPD、MINPS)

藻类的死亡及碎屑和沉积物的矿化过程都是受温度制约的，均按照简单的 Van't Hoff 方程来描述，采用标准温度 20℃，即

$$MORTPA = Kd\ \theta d^{T-20}\ PA \tag{15}$$

$$MORTBA = Kd\ \theta d^{T-20}\ BA \tag{16}$$

$$MINPD = Km1\ \theta m1^{T-20}\ PD \tag{17}$$

$$MINPS = Km2\ \theta m2^{T-20}\ (1 - \gamma s)\ PS \tag{18}$$

式中 Kd、Km1 和 Km2 分别为 20℃ 时藻类的死亡率、碎屑磷和沉积物磷的矿化率，θd、$\theta m1$ 和 $\theta m2$ 则分别为其温度系数，rs 为沉积物磷中不可交换的部分所占的分数。

(3) *浮游植物和碎屑的沉降* (SETPA、SETBA *和* SETPD)

藻类和碎屑的沉降系按照稳定的沉降速度来描述。所谓稳定的沉降速度，是指除去风力或其它因素所引起的再悬浮之后的平均净沉降率。在确定藻类和碎屑的沉降速度时，未考虑两个湖区的水深不同可能造成的沉降速度的差异。所采用的速率方程如下：

$$SETPA = (VS1/D)\ PA \tag{19}$$

$$SETBA = (VS1/D)\ BA \tag{20}$$

$$SETPD = (VS2/D)\ (1 - \gamma d)\ PD \tag{21}$$

式中 VS1 和 VS2 分别为藻类和碎屑的沉降速度，γd 为碎屑磷中溶解有机磷所占的分数。

(4) *水柱-沉积物界面的磷交换* (EXCHP)

通过水-泥界面所进行的磷交换是一个复杂的过程。模型对于这一过程的描述，是以沉积物间隙水磷或上覆水磷沿着它们之间的浓度梯度通过扩散所进行的转移过程为依据的，采用稳定的交换系数。同时，按照系统中各种成分均匀分布的假定，沉积物间隙水和上覆水的磷浓度，分别由沉积物和水柱中的溶解无机磷浓度来表示。速率方程是

$$\begin{aligned} EXCHP &= Kex(MINPS - PI) \\ &= Kex(Km2\ \theta m2^{T-20}(1 - \gamma s)\ PS - PI) \end{aligned} \tag{22}$$

式中 Kex 为沉积物与水柱之间的磷交换系数。

模 型 实 施

模型采用 BASIC 程序，由微型计算机 IBM-PC/XT 执行运算。所使用的数值积分技术是 Runge-Kutta 方法，其步长可根据需要予以调整[1]。由于计算机的运算速度有限，同时考虑到生态学模型一般所要求的精度，各种情况下的模拟运算都是按照最大步长(1 天)来进行的。

模型依据于东湖 1984 年的观测结果，其状态变量的初值系按照 1983 年的观测数据给定(表 2)[3]。藻类生物量干重 (Adw)，是由叶绿素 a (Chl-a) 的实测值，按其比例系

表2　模型状态变量的初值 (g/m^3)

Tab. 2　Initial values of the state variables in the model

湖区 Basin	PA	BA	PI	PD	PS
I	0.003	0.312	0.035	0.041	34.49
II	0.0005	0.052	0.003	0.026	17.52

表3　模 型 参 数*

Tab. 3　Model parameters

	湖 区 I Basin	湖区 II Basin
$UP_{max}(d^{-1})$	0.01	0.01
KP (gP/m^3)	0.02	0.02
FPA_{max} (gP/gB)	0.015	0.015
FPA_{min} (gP/gB)	0.001	0.001
$GR_{max}(d^{-1})$	2.42	2.38
Tc (℃)	32(5—10 月)　25.8(11—4 月)	32(5—10 月)　25.8(11—4 月)
To (℃)	28.8(5—10 月)　21.5(11—4 月)	28.8(5—10 月)　21.5(11—4 月)
ε_o (m^{-1})	1.33	1.03
α (1/g/m)	0.66	0.75
Isb (Cal/cm^2)	47.2	47.2
Ist ($Cal/cm^2/℃$)	4.87	4.87
Kd (d^{-1})	0.35	0.35
θd (——)	1.02	1.02
Km1 (d^{-1})	0.022	0.022
$\theta m1$ (——)	1.15	1.15
Km2 (d^{-1})	0.0025	0.0013
$\theta m2$ (——)	1.15	1.13
γs (——)	0.18	0.18
VS1 (m/d)	0.05	0.05
VS2 (m/d)	0.15	0.15
γd (——)	0.38	0.38
Kex (d^{-1})	0.03	0.03

* 表中 d = 天，B = 生物量。

数（Adw/Chl-a = 52）换算来的。浮游植物磷，则根据藻类生物量干重，按其含磷量 1% 求得。所采用的这些换算系数是根据东湖的观测结果并参照有关文献值确定的[4,24,33]。

模型的参数值，一部分是根据东湖的观测数据估算的，包括藻类的最大生长率、温度与光照限制方面的参数等，另一部分系借用于有关的文献[16,17,19,23,24,33]。所借用的参数值，和估算的某些参数值一样，在模型校准过程中都作了适当的修改和调整。

模型校准和检验

模型是按照东湖 1984 年浮游植物叶绿素 a、正磷酸盐、总磷和初级生产力的观测结果校准的。模型校准后的参数值列于表 3，各项指标的模拟值与观测值之间的比较示于图 3 和 4。在进行藻类生物量的比较时，模型输出的生物量干重，系按照前述的比例系数换算为叶绿素 a 浓度。同样，对所模拟的藻类生物量增长率也进行了换算，以使其能与按氧单位表示的初级生产力测定值相比较。所采用的换算系数是：藻类（干重）的含碳量为 60%，1 克碳相当于 3.33 克氧。这些换算系数同样是根据东湖的观测结果并参照有关文献值确定的[16,24,40]。

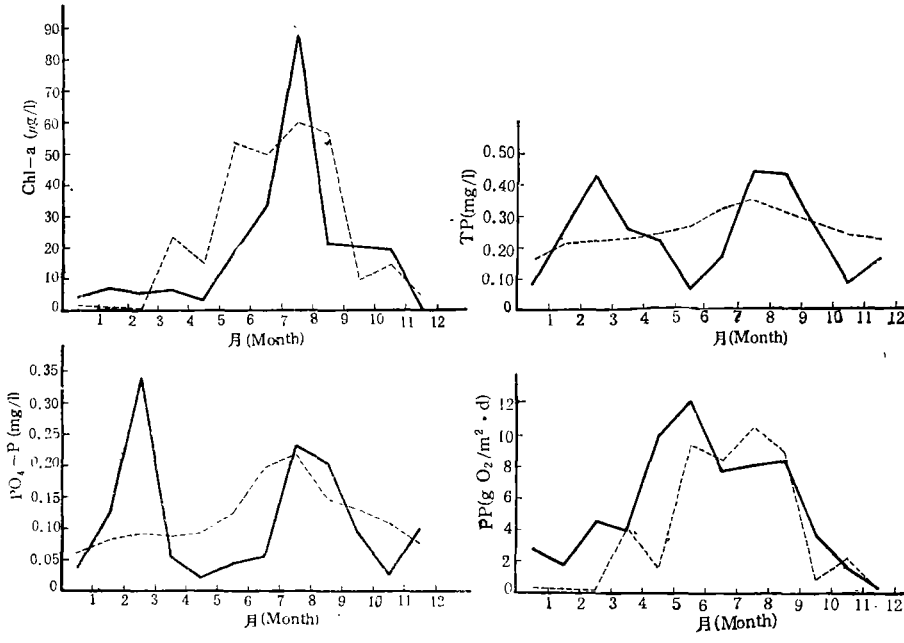

图 3 湖区 I 1984 年叶绿素 a、正磷酸盐、总磷和初级生产力的观测值(——)与模拟值(----)的比较

Fig. 3 Comparison between observed (——) and simulated (----) values of chlorophyll a, orthophosphate and total phosphorus concentrations and of primary production in the basin I, 1984

由图 3 和 4 可见，模型较好地描述了东湖的磷-浮游植物动态，虽然各项指标的模拟值不完全拟合于所对应的观测值，但是二者变动的趋向基本上是一致的。

为了检验模型对于系统的状态变化预报的灵敏度和准确性，在保持其参数值不变的情况下，按照 1986 年的温度和光照条件进行了模拟，其主要结果标绘于图 5 和 6。

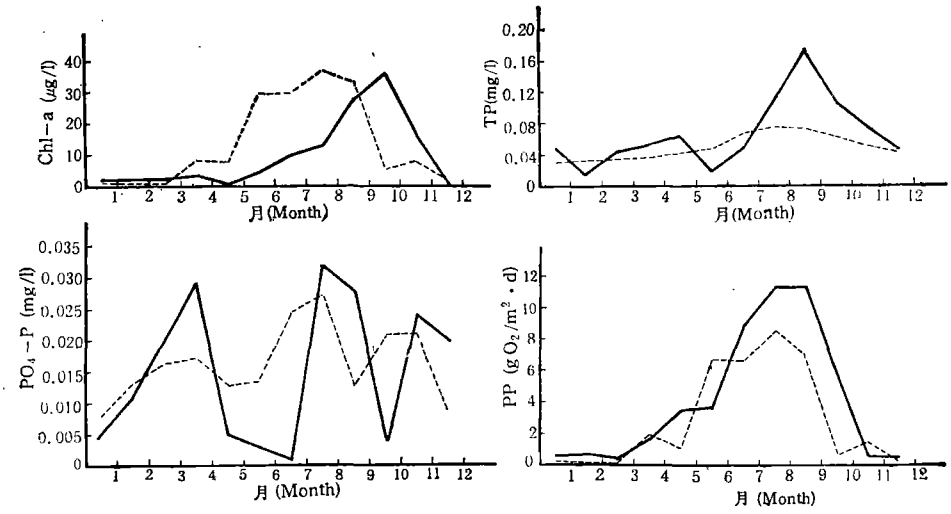

图 4 湖区 II 1984 年叶绿素 a、正磷酸盐、总磷和初级生产力的观测值(——)与模拟值(----)的比较

Fig. 4 Comparison between observed (——) and simulated (----) values of chlorophyll a, orthophosphate and total phosphorus concentrations and of primary production in the basin II, 1984

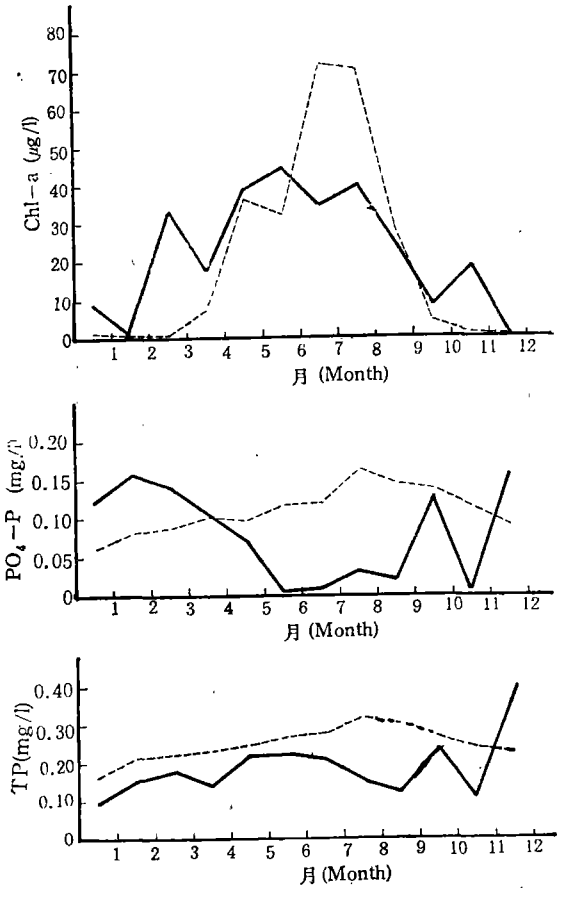

图 5 湖区 I 1986 年叶绿素 a、正磷酸盐和总磷的观测值(——)与模拟值(----)的比较

Fig. 5 Comparison between observed (——) and simulated (----) values of chlorophyll a, orthophosphate and total phosphorus concentrations in the basin I, 1986

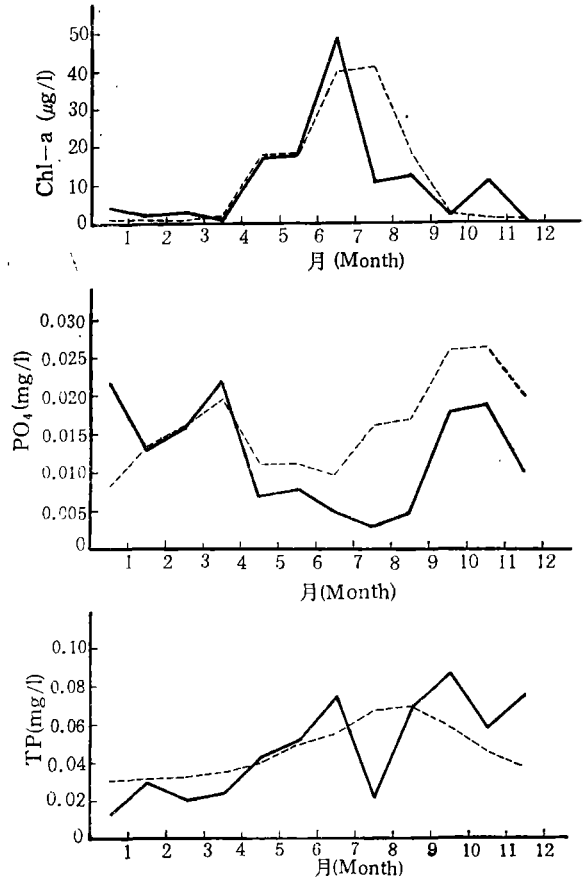

图 6 湖区 II 1986 年叶绿素 a、正磷酸盐和总磷的观测值(——)与模拟值(----)的比较
[中图 PO_4(mg/l) 应为 PO_4-P(mg/l)]

Fig. 6 Comparison between observed (——) and simula ted (----) values of chlorophyll a, orthophosphate and total phosphorus concentrations in the basin II, 1986

由图 5 和 6 可以看出，模型对于系统 1986 年的状态的描述同样是令人满意的，尤其是湖区 II 叶绿素 a 的模拟值与观测值之间的拟合还优于 1984 年。显然，模型对于系统的强制函数的改变能给予合理的响应，因此可以按照预定目标用来进行东湖的水质预报。

模 型 预 报

东湖的水质预报，主要是为了考查污水截流后水质恢复的速率，并了解在现有的营养物负荷条件下东湖富营养化发展的趋势。另外，获悉东湖第一期截污工程即将完成，预计可截除入湖氮、磷量的 60% 左右，因此对于截流 60% 后的水质状况也进行了预测。污水截流的起始时间假定为 1989 年 1 月 1 日，完全截流后的磷负荷和出水量已在本文前面提到，截流 60% 后的磷负荷和出水量则粗略地按截流前的 40% 计算。东湖不同磷负荷条件下 1989—1993 年的水质预报结果列于表 4。

表 4　东湖污水截流前后的水质预报

Tab. 4　The forecasts of water quality before and after diversion of the waste water for Lake Donghu

湖区 Basin	年份 Years	截流前 Before diversion				截流后 After diversion				截流60%后 After 60% diversion			
		Chl-a (μg/l)	PO_4-P (mg/l)	TP (mg/l)	SD (m)	Chl-a (μg/l)	PO_4-P (mg/l)	TP (mg/l)	SD (m)	Chl-a (μg/l)	PO_4-P (mg/l)	TP (mg/l)	SD (m)
I	1989	22.80	0.1359	0.2758	0.76	26.48	0.0694	0.1300	0.74	25.63	0.1075	0.2118	0.74
	1990	22.81	0.1385	0.2784	0.76	26.53	0.0626	0.1152	0.73	25.84	0.1069	0.2088	0.74
	1991	22.82	0.1410	0.2810	0.76	26.52	0.0626	0.1151	0.73	25.84	0.1069	0.2089	0.74
	1992	22.82	0.1436	0.2836	0.76	26.52	0.0625	0.1151	0.73	25.85	0.1090	0.2110	0.74
	1993	22.83	0.1460	0.2862	0.76	26.52	0.0625	0.1150	0.73	25.86	0.1110	0.2131	0.74
II	1989	13.14	0.0179	0.0502	1.55	12.50	0.0118	0.0340	1.57	12.78	0.0132	0.0394	1.56
	1990	13.16	0.0180	0.0505	1.55	12.41	0.0112	0.0321	1.57	12.75	0.0128	0.0383	1.56
	1991	13.17	0.0182	0.0507	1.55	12.42	0.0112	0.0322	1.57	12.76	0.0129	0.0384	1.56
	1992	13.19	0.0183	0.0510	1.55	12.43	0.0113	0.0323	1.57	12.77	0.0130	0.0386	1.56
	1993	13.21	0.0185	0.0512	1.55	12.44	0.0113	0.0323	1.57	12.79	0.0130	0.0387	1.56

由表 4 可以看出，东湖污水截流前的叶绿素 a 和水柱磷浓度逐年增高，按照表 4 中的数字计算，湖区 I 和 II 叶绿素 a 浓度的年平均增长率分别为 0.03 和 0.13%，正磷酸盐浓度的年平均增长率分别为 1.81 和 0.78%，总磷浓度的年平均增长率分别为 0.93 和 0.48%。污水完全截流后，东湖的水柱磷浓度在前两年内明显下降，后来则稳定在一定的水平上。同截流前比较，截流后的两年内湖区 I 和 II 的正磷酸盐浓度平均下降率分别为 51.78 和 35.88%，总磷浓度的平均下降率分别为 55.67 和 34.29%。污水截流 60% 后，湖区 I 和 II 的正磷酸盐浓度前两年平均比截流前分别降低 21.84 和 27.54%，总磷浓度分别降低 24.09 和 22.80%，而后 3 年两个湖区的水柱磷浓度都较前有所增加。污水截流后，两个湖区的水柱磷浓度变动的趋向相同，但是浮游植物动态却显示出明显的差别。就湖区 II 来看，污水完全截流后的两年内叶绿素 a 浓度比截流前平均降低 5.27%，截流 60% 后的同一期间内的平均下降率为 2.92%，后来两种情况下的叶绿素 a 浓度均略有回升，这与截流 60% 后水柱磷浓度的变动相类似。污水完全截流或截流 60% 后，湖区 I 的叶绿素 a 浓度不但未见下降，反而比截流前的更高，其中前两年的平均相对增长率分别高达 16.22 和 12.84%。在 3 种不同的磷负荷条件下，两个湖区的水柱透明度依其叶绿素 a 浓度的增减呈现出负相关的变动，而且变动的幅度都很小。由于未考虑截流后水柱的本底消光值的变化，模型所预报的截流后的水柱透明度可能偏低。

应当指出，东湖污水截流后所有的水质指标从开始变动较大到逐渐趋于稳定，反映了系统受到扰动后失去旧的平衡状态，而后进入新的平衡状态的演变过程。至于污水截流后湖区 I 藻类生物量的超前增长，可能主要是因截流后藻类的输出量减少所引起的，并且与湖区内的磷贮存量较大有关。由表 4 可见，完全截流后湖区 I 正磷酸盐的年平均浓度，分别为湖区 II 截流前后的 3.52 和 5.63 倍。因此，截流后湖区 I 水柱磷浓度的下降，不会象湖区 II 那样影响其藻类的生长。为了说明湖区 I 截流后的藻类生物量与藻类输出量

之间的关系，按照出水量不变而磷负荷降低的假定方案进行了两个湖区的模拟，其结果分别列于表 5 和 6。

表 5 和 6 中所列的叶绿素 a 及其它观测指标，无论是其年平均值或 5—10 月的平均

表 5 湖区 I 随着磷负荷降低主要水质指标的变化

Tab. 5 Changes in the major indicators of water quality with P-load reduction for the basin I

磷负荷% P-load %	1989	1990	1991	1992	1993
			Chl-a 年平均值 (μg/l) Annual average Chl-a		
100	22.80	22.81	22.82	22.82	22.83
50	22.48	22.46	22.47	22.48	22.48
25	22.06	22.01	22.01	22.00	22.00
0	20.77	20.38	20.32	20.26	20.19
			PO_4-P 年平均值 (mg/l) Annual average PO_4-P		
100	0.1359	0.1385	0.1410	0.1435	0.1460
50	0.0824	0.0814	0.0821	0.0828	0.0836
25	0.0573	0.0546	0.0545	0.0544	0.0543
0	0.0333	0.0294	0.0286	0.0279	0.0272
			PP 年平均值 ($gO_2/m^2 \cdot d$) Annual average PP		
100	3.71	3.71	3.71	3.71	3.71
50	3.66	3.66	3.66	3.66	3.66
25	3.60	3.59	3.59	3.59	3.59
0	3.41	3.35	3.34	3.33	3.32
			Chl-a 5—10 月平均值 (μg/l) May-Oct. average Chl-a		
100	40.36	40.37	40.38	40.39	40.40
50	40.01	40.01	40.03	40.03	40.03
25	39.56	39.53	39.53	39.53	39.53
0	38.26	37.87	37.79	37.69	37.60
			PO_4-P 5—10 月平均值 (mg/l) May-Oct. average PO_4-P		
100	0.1773	0.1818	0.1863	0.1907	0.1950
50	0.1095	0.1109	0.1122	0.1135	0.1147
25	0.0781	0.0780	0.0779	0.0778	0.0776
0	0.0487	0.0480	0.0466	0.0453	0.0441
			PP 5—10 月平均值 ($gO_2/m^2 \cdot d$) May-Oct. averagepp		
100	6.60	6.60	6.61	6.61	6.61
50	6.55	6.55	6.55	6.55	6.56
25	6.49	6.48	6.48	6.48	6.48
0	6.31	6.27	6.26	6.25	6.23

表6　湖区 II 随着磷负荷降低主要水质指标的变化

Tab. 6　Changes in the major indicators of water quality with P-load reduction for the basin II

磷负荷% P-load%	1989	1990	1991	1992	1993
	Chl-a 年平均值 (μg/l) Annual average Chl-a				
100	13.14	13.16	13.17	13.19	13.21
50	12.31	12.25	12.26	12.27	12.28
25	11.73	11.59	11.59	11.59	11.59
0	10.83	10.50	10.49	10.47	10.46
	PO_4-P 年平均值 (mg/l) Annual average PO_4-P				
100	0.0179	0.0180	0.0182	0.0183	0.0185
50	0.0129	0.0126	0.0126	0.0127	0.0127
25	0.0107	0.0103	0.0103	0.0103	0.0103
0	0.0087	0.0082	0.0081	0.0081	0.0081
	PP 年平均值 ($gO_2/m^2 \cdot d$) Annual average PP				
100	2.80	2.81	2.81	2.82	2.82
50	2.64	2.63	2.63	2.63	2.63
25	2.52	2.49	2.49	2.49	2.49
0	2.34	2.27	2.27	2.26	2.26
	Chl-a 5—10 月平均值 (μg/l) May-Oct. average Chl-a				
100	23.68	23.71	23.74	23.77	23.80
50	22.52	22.48	22.50	22.51	22.53
25	22.07	21.52	21.53	21.53	21.53
0	20.29	19.70	19.67	19.64	19.62
	PO_4-P 5—10 月平均值 (mg/l) May-Oct. average PO_4-P				
100	0.0199	0.0201	0.0203	0.0206	0.0208
50	0.0147	0.0149	0.0149	0.0150	0.0151
25	0.0127	0.0129	0.0129	0.0130	0.0130
0	0.0110	0.0115	0.0115	0.0114	0.0114
	PP 5—10 月平均值 ($gO_2/m^2 \cdot d$) May-Oct. average PP				
100	5.09	5.09	5.10	5.11	5.11
50	4.86	4.86	4.86	4.87	4.87
25	4.70	4.68	4.68	4.68	4.68
0	4.44	4.32	4.32	4.31	4.31

值，在数值分布上存在同样的规律性。在同一年份，各项指标值随着磷负荷的降低而减小；磷负荷降低后各项指标值的逐年变动情况，则与上述的系统平衡状态的更替相一致。由此可见，污水截流后出水量的减少，是造成湖区 I 藻类生物量高于截流前的主要原因。

水质预报结果表明，东湖污水截流后水质不会得到显著的改善，即使实现了本文所假定的完全截流，系统进入新的平衡状态后的水质状况仍然是很差的。这除了截流后系统继续承受一定的外负荷压力之外，主要在于系统内作为营养物贮存库的沉积物所起的作用。大量的研究结果表明，当外源营养物的输入量减少之后，由沉积物的营养物释放所造成的内负荷显著增加，以致严重地延缓其水质恢复的过程[12,16,32]。看来，东湖污水截流后有必要进一步采取诸如挖泥、换水之类的工程治理措施，以减少其内负荷的影响。为此，按照污水截流后继续进行挖泥或换水的设想进行了模拟，其中沉积物的移出按其现存量的 1/3、1/2 和 2/3 来考虑，引灌江水则按每年 1 次连续引灌 3 年的方案进行（江水中各种成分的含量假定都趋近于零），所得结果列于表 7。

表 7 东湖挖泥或换水后的水质预报

Tab. 7 The predictions of water quality after sediment removal or lake water replacement for Lake Donghu

方案* Schemes	湖区 I Basin			湖区 II Basin		
	1989	1990	1991	1989	1990	1991
			Chl-a (μg/l)			
1	25.36	25.25	25.25	11.15	11.00	11.01
2	24.20	24.01	24.02	10.13	9.93	9.95
3	22.13	21.83	21.84	8.67	8.45	8.48
4	23.58	24.11	24.10	11.13	11.14	11.14
			PO_4-P (mg/l)			
1	0.0386	0.0317	0.0317	0.0085	0.0079	0.0079
2	0.0268	0.0198	0.0198	0.0072	0.0065	0.0066
3	0.0185	0.0114	0.0114	0.0060	0.0054	0.0054
4	0.0648	0.0647	0.0645	0.0120	0.0120	0.0120
			TP (mg/l)			
1	0.0921	0.0765	0.0765	0.0257	0.0234	0.0235
2	0.0739	0.0578	0.0579	0.0215	0.0191	0.0191
3	0.0564	0.0400	0.0401	0.0174	0.0147	0.0147
4	0.1124	0.1122	0.1120	0.0300	0.0301	0.0301
			SD (m)			
1	0.74	0.74	0.74	1.60	1.60	1.60
2	0.75	0.75	0.75	1.62	1.62	1.62
3	0.76	0.76	0.76	1.65	1.65	1.65
4	0.75	0.75	0.75	1.60	1.60	1.60

* 1、2 和 3 分别为移出 1/3、1/2 和 2/3 的沉积物，4 为换水。
1, 2 and 3 represent the removal out of 1/3, 1/2 and 2/3 sediment respectively, and 4 represents the replacement of lake water.

由表 7 可见，挖泥对于改善水质的效果比换水好，而且水质改善的程度与沉积物的移出量成正比。同表 4 中截流后的指标值比较，在移出 1/3—2/3 的沉积物后，前两年湖区 I 的叶绿素 a 浓度平均分别降低 4.52、9.04 和 17.06%，正磷酸盐浓度分别降低 46.80、64.78 和 77.45%，总磷浓度分别降低 31.30、46.37 和 60.79%；湖区 II 叶绿素 a 浓度的平均下降率分别为 11.08、19.47 和 31.27%，正磷酸盐浓度的下降率分别为 28.71、40.45 和 50.45%，总磷浓度的下降率分别为 25.72、38.59 和 51.44%；第 3 年两个湖区的各项指标值则分别与其第 2 年的数值接近。在挖泥后的两年内各项水质指标值显著地下降，然后稳定在一定的水平或者略有回升，这一变动趋向与污水截流后的情况相同。但是，当移

出不同量的沉积物后，湖区 I 的正磷酸盐和总磷浓度下降的幅度明显地大于湖区 II、而湖区 II 叶绿素 a 浓度的下降率显著地高于湖区 I。两个湖区挖泥后的水质变化其所以存在这样的差别，可能是因为湖区 I 的沉积物磷现存量，以及与此相关联的沉积物磷释放率比湖区 II 大得多的缘故。具体地说，在沉积物磷释放率高的湖区 I 中，因沉积物的部分移出所造成的对水柱磷浓度的影响，无疑要比沉积物磷释放率低的湖区 II 大。但是，在移出不同量的沉积物后，湖区 I 的水柱磷浓度(主要决定于沉积物磷的释放率)仍然比湖区 II 相同情况下的磷浓度高得多，因此浮游植物生长所受到的限制作用比湖区 II 小。湖区 I 挖泥后叶绿素 a 浓度的下降率偏低，实际上是其截流后藻类生物量超前增长效应的表现。

为了比较东湖污水截流前后的沉积物动态，并具体说明两个湖区的沉积物磷释放率的差异，对所有模拟实验中有关沉积物磷变动的数据进行了整理和分析，其结果列于表 8。

表 8　东湖污水截流前后磷的沉积与释放

Tab. 8 The precipitation and release of phosphorus to/from sediment before and after diversion of the waste water for Lake Donghu

湖区 Basin	沉积物磷动态 Dynamics of PS		截流前 Before diversion	截流后 After diversion	截流60% After 60% diversion	挖泥1/3 Removal out of 1/3 sediment	挖泥1/2 Removal out of 1/2 sediment	挖泥2/3 Removal out of 2/3 sediment	换水 Replacement of lake water
I	磷的净沉积 Net sedimentation of P	$gP/m^2 \cdot yr$	4.803	0.033	2.270	0.189	0.235	0.280	−0.164
		tP/yr	5.283	0.036	2.497	0.208	0.259	0.308	−0.180
	磷的释放 Release of P	$gP/m^2 \cdot yr$	1.225	2.098	1.474	1.696	1.404	1.010	2.007
		tP/yr	1.348	2.308	1.622	1.866	1.544	1.111	2.208
II	磷的净沉积 Net sedimentation of P	$gP/m^2 \cdot yr$	0.825	0.170	0.386	0.206	0.220	0.234	0.089
		tP/yr	9.273	1.911	4.339	2.315	2.473	2.630	1.000
	磷的释放 Release of P	$gP/m^2 \cdot yr$	0.552	0.674	0.636	0.452	0.332	0.206	0.615
		tP/yr	6.209	7.578	7.153	5.080	3.732	2.315	6.913

由表 8 可以看出，东湖污水截流后磷的净沉积率大幅度下降，而沉积物磷的释放率显著地增高。按照表 8 中的数字计算，湖区 I 和 II 截流后磷的净沉积率分别为截流前的 0.69 和 20.61%，而截流后沉积物磷的释放率分别为截流前的 1.71 和 1.22 倍；截流前的内负荷分别为其外负荷(正磷酸盐负荷)的 27.68 和 94.65%，截流后的内负荷则分别为其外负荷的 13.58 和 3.97 倍。从两个湖区的比较结果来看，湖区 I 截流前的磷净沉积率为湖区 II 的 5.82 倍，而截流后的磷净沉积率仅为湖区 II 的 19.41%；湖区 I 截流前后沉积物磷的释放率分别为湖区 II 的 2.22 和 3.11 倍。在移出 1/3—2/3 的沉积物后，沉积物磷的释放率因其磷贮存量的递减而逐渐下降，磷的净沉积率则相应地不断增高，这一变动规律为两个湖区所共有。但是，由于湖区 I 沉积物磷的贮存量大，按照不同量挖泥后的沉积物磷释放率仍然比湖区 II 的高 2.75—3.90 倍，虽然它们的磷净沉积率相差不大。至于换水后的情况，因沉积物磷的释放率较高，磷的净沉积率很低(湖区 II)，甚至出现负值(湖区 I)。两个湖区截流前后(包括挖泥、换水)的沉积物磷动态，是由它们所承受的外负荷

以及受其影响的水泥之间磷浓度差的变动所决定的。

讨 论

1. 淡水水域中氮和磷是限制浮游植物生长的两种最重要的营养元素。尤其是营养物磷，由于从外部输入的量有限和内部循环过程中的部分损失，很多湖泊都因缺磷而生产力较低。就富营养型湖泊而言，虽然在其演化过程中磷的含量有较大幅度的增长，但是水柱中磷的相对浓度(同氮比较)往往还是偏低的。鉴于这种情况，湖泊富营养化模型都把磷作为首要的，甚至是唯一的营养物限制因素来看待[36]。本模型仅注重于磷对藻类生长的限制作用，是从东湖近几年来磷的供应情况考虑的。根据 1983—1986 年的观测结果(表 1)，湖区 I 和 II 的总氮与总磷的年平均浓度的比值分别为 16 和 27，无机氮与无机磷的比值则分别为 22 和 38。因此，按照一般采用的判定氮、磷限制作用的标准[28-30]，东湖生态系统中磷仍然是藻类生长的限制因素，但也不排除一年中某段时间存在氮限制的可能性。本文的模拟结果表明，按照磷的限制作用来描述东湖藻类的生长，基本上是合理的。

2. 本模型对东湖一年内藻类生长和磷循环动态的描述，是以其每月 1 次的观测结果为依据的，因此模型的输出结果只要求能反映系统每个月的平均行为。从模型校准和检验的结果来看，虽然不少模拟值未能很好地拟合于观测值，但是所有的模拟曲线都是可以接受的。至于模拟值与观测值之间的不完全拟合，看来有两方面的原因：其一，模型对于系统的确定性描述在某些方面可能过于简化，并且作为输入变量之一的磷负荷被取为常数，同实际情况会有一定的出入；其二，实测的"月平均值"是按 1 日的观测结果来表示的，这同模型输出的按天数计算的月平均值显然有差别。尽管如此，各项指标的模拟值与观测值的变动趋向基本上一致，这表明模型对于系统状态的描述至少在定性上是合理的。模型所给出的东湖污水截流前后(包括挖泥或换水)的水质预报，是模型对于系统在类似于观测年份的气候条件下继续演化中的状态或受到扰动后所出现的状态变化的估计，其预报值仅具有相对的准确性。然而，模型的预报值所指示的不同治理方案的相对效果，却是完全可以信赖的。顺便指出，将每月 1 次的观测结果作为月平均值看待是不合适的，这种经典的湖沼学观测方法不能满足现代生态学研究的要求。为了获得对生态系统行为的深入了解，使模型建立有比较可靠的数据基础，必须增加对系统观测的频率和开展有关的实验生态学研究。

3. 沉积物是水生态系统的重要组成部分。尤其是在浅水湖泊中，沉积物的矿化和营养物释放，对于水柱营养物浓度的变动有重大影响。因此，如果要使一个模型能准确地进行水质预报，特别是预测营养物负荷降低后系统的瞬变状态，那么这个模型必须把沉积物作为状态变量包括在内[24]。由于缺乏东湖沉积物动态的观测和实验资料，模型关于沉积物这一状态变量的描述，是按照相当简化的形式进行的。然而，在利用模型进行各种情况的模拟实验时，模型所给出的沉积物动态的预报值具有令人满意的置信度。根据东湖营养物磷的输入与输出量的调查结果，在现有的磷负荷条件下每年约有 22.08 吨磷滞留在湖内，其中湖区 I 和 II 磷的滞留量约为 17.66 吨(按两个湖区所接纳的污水量占全湖污水量的 80% 计算)[2]，而模型预报的两个湖区截流前的年平均磷净沉积量为 14.56 吨(表 8)，

同实际调查值仅相差 17.55%。污水截流之后以及在挖泥或换水的情况下，两个湖区的磷净沉积率与沉积物磷释放率的相关变动，清楚地表明系统受到扰动后沉积物的反应也是合理的。同时，模拟实验结果指出，污水截流前沉积物磷的释放仅出现在水温较高的 5—9 月，截流后的释放期相应地延长至 4—10 月，而挖泥或换水后沉积物磷的释放持续得更久。按照水泥之间磷交换的机理，这一结果同样是合乎规律的。模型关于东湖沉积物动态的预报，为今后开展东湖沉积物的研究工作给予了重要的提示。

4. 东湖的水质预报结果表明，污水截流后东湖的水质将不会有显著的改善，进一步采取挖泥或换水措施看来势在必行。换水的治理效果虽然不及挖泥，但如果连续几年地每年进行 1 次换水，对于东湖水质的改善同样可以起到一定的作用。至于沉积物的移出，当然移出的愈多效果愈好，但是大规模的挖泥可能是不容易做到的。如果条件允许的话，从模拟实验的结果来看，最佳治理方案是污水完全截流后移出 2/3 的沉积物，经这样处理后东湖的主要水质指标可以降低到中-富营养型湖泊的水平[39]。另外，为解释截流后湖区 I 藻类生物量的超前增长所进行的磷负荷降低而出水量不变的模拟实验结果，对于东湖富营养化工程治理方案的拟定也有一定的参考价值。假若能使东湖现有污水的磷浓度降低 75%，那么经处理后的污水可以继续排放东湖，并且这一方案的治理效果优于污水完全截流。按照表 4—6 中的有关数字计算，磷浓度降低 75% 的污水入湖后，湖区 I 的叶绿素 a 和正磷酸盐浓度分别比截流后的低 16.94 和 13.93%，湖区 II 的同一指标值则分别低 6.59 和 8.77%。根据这种情况可以推断，采用综合的处理方法降低入湖污水的营养物含量，同时进行一定规模的挖泥或若干次换水，将会取得比污水截流方案(包括进行同样的挖泥或换水)更好的治理效果。

参　考　文　献

[1] 中国科学院数学研究所主编，1984。BASIC 语言常用算法程序汇编。中国铁道出版社。

[2] 张水元、刘衢霞、黄耀桐，1984。武汉东湖营养物质氮、磷的主要来源。海洋与湖沼，**15**(3): 203—213。

[3] 张水元、刘衢霞、华俐，1987。武汉东湖沉积物和沉积物间隙水中氮和磷的含量及其分布。水生生物学报，**11**(2): 131—138。

[4] 林婉莲、刘鑫洲，1985。武汉东湖浮游植物各种成分分析与沉积物中浮游植物活体碳、氮、磷的测定。水生生物学报，**9**(4): 359—364。

[5] 饶钦止、章宗涉，1980。武汉东湖浮游植物的演变(1956—1975)和富营养化问题。水生生物学集刊，**7**(1): 1—17。

[6] 龚伦杰等，1965。武昌东湖底质的类型及其分布。海洋与湖沼，**7**(2): 181—194。

[7] Canale, R. P., De Palma, L. M. and Vogel, L. H., 1976. A plankton-based food web model for Lake Michigan. In: Canale, R. P. (Ed.), Modeling Biochemical Processes in Aquatic Ecosystems. Ann Arbor Sci., pp. 33—74.

[8] Chen, C. W. and Orlob, G. T., 1972. Ecological simulation for aquatic Environments. Off. Water Resourc. Res. OWRR C-2044. WRE; Water Resources Engineers, Inc., Walnut Creek, Calif. (reprint June 1973: U. S. Army Corps of Engineers, The Hydrologic Center, Davis, Calif.), 156 pp.

[9] Chen, C. W., Lorenzen, M. and Smith, D. J., 1975. A comprehensive water-quality-ecological model for Lake Ontario. Report to Great Lakes Environmental Research Laboratory (NOAA), Ann Arbor, Mich., 202 pp.

[10] Di Toro, D. M., O'Connor, D. J. and Thomann, R. V., 1971. A dynamic model of the phytoplankton population in the Sacramento-San Joaquin delta. *Adv. Chem. Ser.*, **106**: 131—180.

[11] Di Toro,, D. M. and Connolly, J. P., 1979. Mathematical models of water quality in large lakes. Part 2: Lake Erie. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C.

[12] Emery, R. M., Moon, C. E. and Welch, E. B., 1973. Delayed recovery in a mesotrophic lake after nutrient diversion. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, **45**: 913—925.

[13] Imboden, D. M., 1974. Phosphorus model of lake eutrophication. *Limnol. Oceanogr.*, **19**: 297—304.

[14] Jørgensen, S. E., 1976. An eutrophication model for a lake. Ecol. Modelling, **2**: 147—165.

[15] Jørgensen, S. E., Mejer, H. F. and Friis, M.. 1978. Examination of a lake model. *Ecol. Modelling*, **4**: 253—278.

[16] Jørgensen, S. E. (Ed.), 1983. Application of Ecological Modelling in Environmental Management, Part A. Elsevier Scientific Publishing Company, pp. 227—282.

[17] Jørgensen, S. E. (Ed.), 1986. Fundamentals of Ecological Modelling. Elsevier, pp. 220—245.

[18] Jørgensen, S. E. and Goda, T., 1986. Scope and limit in the application of ecological models to environmental management. *Ecol. Modelling*, **32**: 237—240.

[19] Jørgensen, S. E., Kamp-Nielsen, L. and Jørgensen, L. A., 1986. Examination of the generality of eutrophication models. *Ecol. Modelling*, **32**: 251—266.

[20] Kutas, T. and Herodek, S., 1982. A short description of Balaton eutrophication model (BEM). SZTAKI Working Paper MS/9.

[21] Leonov, A. V. and Vasiliev, O., 1981. Simulation and analysis of phosphorus transformations and phytoplankton dynamics in relation to the eutrophication problem of Lake Balaton. In: Dubois, D. M. (Ed.), Progress in Ecological Engineering and Management by Mathematical Modelling. (Liege, Belgium: Editions CEBEDOC), pp. 627—656.

[22] Los, F. J., 1980. Application of an algal BLOOM model (BLOOM II) to combat eutrophication. *Hydrobiol. Bull.*, **14**: 116—124.

[23] Luettich, R. A. Jr. and Harleman, D. R. F., 1986. A comparison of water quality models and load reduction predictions. In: Somlyody, L. and van Straten, G. (Eds.), Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication with Application to Lake Balaton. Springer-Verlag, pp. 323—340.

[24] Nyholm, N., 1978. A simulation model for phytoplankton growth and nutrient cycling in eutrophic, shallow lakes. *Ecol. Modelling*, **4**: 279—310.

[25] Park, R. A., Scavia, D. and Clesceri, L. S., 1975. CLEANER, the Lake George model. In: Russel, C. S. (Ed.), Ecological Modeling in a Management Context. Resources for the Future, Inc., Washington, D. C., pp. 49—81.

[26] Parker, R. A., 1968. Simulation of an aquatic ecosystem. *Biometrics*, **24**: 803—821.

[27] Patten, B. C., Egloff, D. A. and Richardson, T. H., 1975. Total ecosystem model for a cove in Lake Texoma. In: Patten, B. C. (Ed.), Systems Analysis and Simulation in Ecology. Vol. III. Academic Press, New York, pp. 205—241.

[28] Reynolds, C. S. (Ed.), 1984. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, pp. 157—191.

[29] Rhee, G-Y., 1974. Phosphate uptake under nitrate limitation by *Scenedesmus* sp. and its ecological implications. *J. Phycol.*, **10**: 470—475.

[30] Rhee, G-Y., 1978. Effects of N/P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition and nitrate uptake: a study of dual nutrient limitation. *Limnol. Occanogr.*, **23**: 10—25.

[31] Rodhe, W., 1969. Crystallization of eutrophication concepts in northern Europe. "Eutrophication: causes, consequences and corrective". National Acad. of Sci., Washington, D. C., pp. 50—64.

[32] Ryding, S. -O. and Forsberg, C., 1977. Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. Proc. Int. Symp. Interactions between sediments and freshwater. Junk and Pudoc. Haag: 227—235.

[33] Schnoor, J. L. and O'Connor, D. J., 1980. A steady state eutrophication model for lakes. *Water Research*, **14**: 1651—1665.

[34] Straskraba, M. and Dvorákovâ, M., 1977. Probleme der simulation von Talsperrenokosystemen. Acta Hydrochim. *Hydrobiol.*, **5**: 211—230.

[35] Straskraba, M., 1979. Natural control mechanisms in models of aquatic ecosystems. *Ecol. Modelling*, **6**: 305—321.

[36] Straskraba, M. and Gnauck, A. H. (Eds.), 1985. Freshwater Ecosystems: Modelling and Simulation. Elsevier, pp. 203—225.

[37] Thomann, R. V., Di Toro, D. M., Winfield, R. P. and O'Connor, D. J., 1975. Mathematical modelling of phytoplankton in Lake Ontario. I. Model development and verification. U. S. Environm. Protect. Agency, Rept. EPA 660/3-75-005, Corvalis, Oreg., 77 pp.

[38] Walters, R. A., 1980. A time- and depth- dependent model for physical, chemical and biological cycles in temperate lakes. *Ecol. Modelling*, 8: 79—96.
[39] Wetzel, R. G. (Ed.), 1983. Limnology (second edition). CBS College Publishing, pp. 255—297, 342—407.
[40] Винберг, Г. Г., 1960. Первичная продукция водоемов. Минск.
[41] Винберг, Г. Г., 1961. Современное состояние и задачи изучения первичной продукции водоемов. "Первичная продукция морей и внутренних вод", стр. 11—23. Минск.

A PHOSPHORUS-PHYTOPLANKTON DYNAMICS MODEL FOR LAKE DONGHU IN WUHAN

Ruan Jingrong, Cai Qinghua and Liu Jiankang
(*Institute of Hydrobiology, Academia Sinica, Wuhan*)

Abstract

An eutrophication model has been developed for Lake Donghu in Wuhan, an eutrophic shallow body of water with a hydraulic retention time of about five months. The model describes the growth of phytoplankton and phosphorus cycling in the lake on 1-year time scale, and the state variables in the model are phytoplankton biomass, phosphorus in algal cells, orthophosphate, phosphorus in detritus and phosphorus in sediment. The results of model calibration and verification showed that the deerministic description of the given state of the ecosystem by the model is satisfactory, and the model can reasonably respond to the changes of forcing functions in the ecosystem. According to the tentative ideas about the recovery of the lake from eutrophication by engineering techniques, the model has been used to make the forecasts of water quality before and after diversion of the waste water for the lake and to examine the effects of sediment removal or lake water replacement on the improvement of the water quality. The various predictions given by the model are believed to be useful to map out a desirable programme for the restoration of the lake.

Key words Eutrophication model, phytoplankton growth, phosphorus cycling