

国内外湖泊富营养化研究及对策

钱 凯 先

(南京大学生物系)

一、国内外研究概况

富营养化本是湖泊演化过程中的一种自然现象,这种演化是十分缓慢的,但由于人类经济活动的迅速发展,大大加速了湖泊的这一进程。它严重影响到湖泊水环境质量和功能,破坏了湖泊生态平衡,造成经济损失,加速湖泊老化和消亡。这种人为的富营养化进程自五十年代以来更为突出,全世界的湖泊都不同程度地面临着富营养化的威胁。我国湖泊富营养化也日趋严重。湖泊富营养化已成为一个世界性环境问题而受到重视^[1],许多国家都进行了大量的研究工作^[7,8,12,13,14,16]。

早在六十年代,联合国经济合作和开发组织(OECD)就组织了 18 个国家进行湖泊富营养化的系统研究^[17]。1980 年,日本环境协会和美国环境保护局(EPA)分别召开了“国际湖泊富营养化专题讨论会”。1984 年,我国在北京召开了第一次“全国湖泊富营养化学术讨论会”,对湖泊富营养化的监测、机理和控制分别进行了广泛的探讨。

在湖泊富营养化评价标准方面的研究工作很多,在诸多参数中,尤以其中的三个因子受到重视,即湖泊氮、磷负荷,浮游藻类(优势种群、叶绿素 A 含量、生物量)和水体透明度。例如 S. E. Jrgensew 在 1980 年提出的湖泊营养类型标准就反映了这一趋势。吉村早在 1937 年就已提出氮、磷负荷对湖泊营养状态的重要关系。板本于 1973 年调查和统计了日本调和型湖泊主要化学成分后,制定了日本湖沼按水质营养程度进行分类的标准。

1979 年,杨崎守弘等以百分数表和湖泊富营养化程度提出了富营养状态指标与环境水质参数的关系表式,这都是迄今对富营养化评价的重要参考标准。根据我国的研究,一般认为 $N > 0.2 \text{ ppm}$, $P > 0.02 \text{ ppm}$ 时,水体就开始了富营养化过程(顾丁锡,1982 年)^[11]。贫营养湖泊磷的含量为 $0.005\text{—}0.013 \text{ mg/L}$,中营养湖泊为 $0.01\text{—}0.021 \text{ mg/L}$,富营养湖泊为 $0.016\text{—}0.093 \text{ mg/L}$ 。若水体中磷负荷 $> 0.5 \text{ mg/L}$ 时就开始出现蓝藻“水花”。Mitchell 等提出用多样性指数 H 来反映富营养化指标,其计算方程式为:

$$H = - \sum_{i=1}^n P_i \cdot \lg P_i, \text{ 式中 } P_i = \frac{N_i}{N_0}, N_i \text{ 为第 } i \text{ 属的藻类细胞数, } N_0 \text{ 为全部藻类的细胞数, } n \text{ 为藻类属的数。}$$

这一公式指出:富营养化时,藻类种类减少,而藻类细胞增加,当藻类具有一种时,多样性指数 $H = 0$ 。所以通常把多样性指数作为 1,富营养化阶段用 0—1 之间来评价, H 越小,富营养化程度越高。关于富营养化的评价和预测已建立了许多数学模型,如 Vollenweider 于 1975 年建立的磷负荷模型^[18]:

$$[P] = \frac{L}{\Sigma \cdot (\sigma + \rho)}. \text{ 接着, Dillon 提出了磷}$$

$$\text{负荷的另一模型: } [P] = \frac{L(1-R)}{\Sigma \rho}, \text{ 实际}$$

上,它是 Vollenweider 模型的稳定解^[10]。另外,如 Sakamoto 的叶绿素 A 预测模型,池田的营养循环模型, Tenney 的碳-磷模型以及 Chen-Lorenzen-Smith 水质生态模型等,这些数学模型对湖泊富营养化的判断和预测具

有一定的意义。Rast(1980 年)研究了美国 34 个湖泊水体富营养化相关的水质资料,以营养状态证明了 Vollenweider 营养负荷关系。Negron(1983 年)等许多学者根据各种物理、化学和生物参数,研究了世界各地湖泊的富营养化,对探索富营养化水体生态系统功能及其变化规律作出了有价值的研究结果。

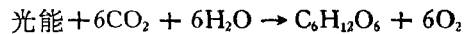
我国对湖泊富营养化研究开始于五十年代。在 1978—1980 年,我国进行了 34 个湖泊营养状态的调查,结果表明富营养化湖泊占 23.5%(占总面积的 40%),并集中在城市近郊。近几年来,我国正在研究制订根据我国国情的湖泊富营养化评价标准,暂以总氮 0.80 mg/L,总磷 0.02 mg/L 作为评价参考标准。并以此和浮游藻类为指标,研究了太湖、东湖、西湖、玄武湖等富营养化现状和演化。这些湖泊的磷负荷均已超标 1—10 倍,不同程度出现了蓝藻“水花”。饶钦止等以东湖近 30 年来浮游藻类种群、数量及生物量等的演化规律,阐述了该湖富营养化的进程。由于东湖氮、磷负荷的逐年增大,东湖湖心水体的浮游藻类数量急剧增加,浮游藻类数量的比率如下,五十年代: 六十年代: 七十年代 = 1:3.37:13.9。在种群组成上,五十年代以甲藻和硅藻为主,共占浮游藻类总量的 60—70%;六十年代后,蓝藻和绿藻的比率上升,占 50% 以上;七十年代后,蓝藻中的微囊藻(Microcystis)、束丝藻(Aphanizomenon)及鱼腥藻(Anabaena)增多,成为“水花”的主要成分。根据以上变化过程,东湖在五十年代处于中营养湖向富营养湖发展的时期,乃“富营养甲藻硅藻型”天然富营养作用为主的阶段;六十年代进入富营养化中期,乃“富营养蓝藻绿藻型”;七十年代成为“富营养蓝藻绿藻型”人为富营养化为主的阶段。

二、富营养化机理探讨

现已明确富营养化就是指湖泊水体中氮、磷逐渐富集,致使浮游藻类异常增殖,水

生生物多样性和稳定性降低,透明度下降,水质恶化这样一个总的概念。根据富营养化的直接后果来看,富营养化过程是自养型生物(浮游藻类)在水体中建立优势的过程。它包含着一系列生物、化学和物理变化的复杂过程,而与水质化学和物理性状,浮游植物种群和产量,湖泊形态和底质等许多因子和参数相关。

一个湖泊可以考虑是一个物质和能量与环境交换的开放系统,能流通过湖体系统导致物质在这一系统中的循环(Morowitz, 1968 年)。Jørgensen(1983 年)指出,浮游藻类的生长是富营养化的关键过程。因此,在湖泊生态系统诸因子的作用中,着重研究氮、磷负荷与浮游藻类生产力的相互作用和关系,是揭示湖泊富营养化形成机理的途径。浮游藻类是水体生产力的基础,光合作用则是其吸收和转化能量及物质的基本特征。这一过程可表示如下:



浮游藻类主要由 C、O、H、N、P 等元素组成,缺乏这些元素则藻类就不会生长,这就导致了营养限制的概念。藻类生长可被一种以上的营养元素所限制,同时藻类成分也随之变化。N、C、P 是主要的限制因子,这可反映在下面的模式中(Dabl Madsen, 1974 年):

$$\mu = \mu_{\max} \frac{P_s}{K_P + P_s} \cdot \frac{N_s}{K_N + N_s} \cdot \frac{C_s}{K_C + C_s}$$

式中 P_s 、 N_s 和 C_s 是对光合作用有效的可溶性 P、N 和 C 的浓度, K_P 、 K_N 和 K_C 是相关的半饱和和稳定。

贫营养湖水体的 $\text{N:P} \geq 10$, 即对藻类的需要来说, P 比 N 更为不足。若污水排入湖中,这一比率将减小(污水的 $\text{N:P} \approx 3:1$), 则对藻类的需要来说, N 比 P 不足。因为每合成 1g 藻类,大约需要消耗 0.063gN, 0.009gP, 即藻类生长所需 N、P 的比值大致为 7:1^[6]。因此, P 对影响水体生产力和富营养化

更为重要.美国在 1972—1973 年对 466 个不同类型湖泊进行了调查,结果表明,P 为限制因子的湖泊占 65%,N 为限制因子的湖泊占 28%.我国对太湖等湖泊的调查也发现有类似结果.有人认为,增加 1 kg P 可以增长 1000 kg 藻类.许多国家把富营养湖的 P 负荷标准确定为 0.02 mg/L,这是一个很重要的数据,因为藻类生物量与这一范围 P 浓度在直角坐标内呈直线关系.

N 和 P 在湖泊水体中呈一种复杂的动态平衡状态.在研究湖泊 N、P 外源时,同时研究水体中 N、P 平衡、分布和循环、生物吸收和回归、沉淀、底泥中 N、P 形态及有机物分解和释放等规律,对研究湖泊富营养化过程是很重要的.湖泊底质中 P 的释放是水体中 P 的重要来源之一,其释放模式为: $M_P = \frac{W_P}{A}$. 式中 M_P 为底质中 P 的释放量, W_P 为

底质向水体中释放的总 P 量, A 为底质面积.武汉东湖底泥中 P 的释放量为 0.0086 mg/kg · d, 美国长湖为 2.2—5.6 mg/m² · d.

当今,湖泊富营养化主要都是以 N、P 负荷及与之相关的浮游藻类生产力来确定的,例如:

(1) 数学模式判断法

当

$$[\text{化学耗氧量}(\mu\text{g/L}) \times \text{无机 P(ppm)} \times \text{无机 N(ppm)}] / 1500 \geq 1$$

时,则水体已达富营养化程度.

(2) 多样性指数判断法 当其指数 $H=0-1$ 时,即为富营养化阶段.

(3) P 负荷判断法 湖泊中 P 的输入量与输出量之比越大,富营养化程度就越高.

富营养化需要空间和时间的限定,对于富营养化的大部分过程,数学叙述是有效的,它测定了生态系统中化学、物理和生物学过程.从许多著作中,我们可以查阅大部分参数数据,如 Jørgensen (1979 年) 的生态模式参数表等.我们注意到在已建立的诸多模式

中, Vollenweider 模式和 Cleaner 模式已被世界各国广泛应用,是迄今成功的两个数学模式.其次, Nyholm 模式的应用也较多.

富营养化数学模式是建筑在对湖泊大量基本资料研究的基础上的.下面介绍一些较好的数学模式:

1. 湖泊富营养化负荷的计算

(1) 地面径流的自然 P、N 负荷

根据 Dillon 和 Kirchner (1975 年)、Lønholdt (1976 年)、Vollenweider (1968 年)^[17]、Loehr (1974 年) 等的研究,我们可以知道按地理学分类, P 和 N 的输出图式 (E_P 及 E_N), 则从地面供应给湖泊的 P 和 N 总量 I_{P1} 和 I_{N1} 如下:

$$I_{P1} = \sum_{i=1} A_i \cdot E_P$$

$$I_{N1} = \sum_{i=1} A_i \cdot E_N$$

式中, A_i 为湖泊各支流的水流面积. I_{P1} 和 I_{N1} 的单位为 mg/a.

(2) 来自降雨的自然 P、N 负荷

$$I_{PP} = PC_{PP} \cdot A_s$$

$$I_{NP} = PC_{NP} \cdot A_s$$

式中, C_{PP} 和 C_{NP} 为雨水中的 P、N 浓度, A_s 是湖泊的表面积 (Schindlen 1970, Armstrong 1971, Dillon 1974 等)^[10], I_{PP} 和 I_{NP} 的单位为 mg/a.

(3) 人为的 P、N 负荷计算要基于逐年的资料分析图式上,如 Brandes 等 (1974 年) 建立的保留系数表式 (从略).

2. 一个湖泊中营养浓度的判断

根据 Vollenweider 的假设,通过一系列数学运算,得出稳定状态方程如下:

$$[P] = \frac{I_P(1-R)}{V}, \text{这一方程式同样可用于}$$

N 的计算,它们与实际值的误差低于 R 值的 16%.

3. 富营养化的判断

Dillon 和 Rigler (1974 年)^[10], Sakamoto (1966 年) 确立了一种计算夏季平均叶绿素

A 浓度与水体 N:P 值的关系模式,当 N:P > 12 时: $\lg [\text{Chl. a}] = 1.45 \lg [P] \cdot 1000 - 1.14$, 当 N:P < 4 时: $\lg [\text{Chl. a}] = 1.4 \lg [N] \cdot 1000 - 1.9$, 式中, N 和 P 以 mg/L 计, Chl. a 以 $\mu\text{g/L}$ 计。

P 和 N 浓度是时间的函数, 考虑到一个湖泊中自然的和人为的 P、N 负荷, 可用下列模式测定它们作为时间函数的水体营养浓度:

$$[P] = \frac{I_P(1-R)}{V_r} - \left(1 - \frac{V_r \cdot P_0}{1(1-R)}\right) - \frac{r}{1-R} t$$

这一方程式同样可用于测定 N。

以上研究结果初步探索了湖泊富营养化形成机理中的部分规律, 但尚未完善和系统, 有待深入和阐明。

三、富营养化对策

国外对富营养化控制有两种观点。一种认为防止藻类生长是不实际的, 因为迄今缺乏形成“水花”的营养和环境资料, 他们建议以物理和化学除藻技术加以控制。另一种对控制富营养化持乐观态度, 他们建议采取限制营养物质来控制“水花”的形成, 这种观点是目前各国的主流。各国对减少和控制水体中 P 含量问题的措施不尽相同。美国和加拿大立足于立法, 以限制去污剂中 P 的含量以及净化污水中的 P。美国于 1978 年召开了湖泊复兴会议, 制定了复兴计划和立法。在欧洲, 特别是瑞典和瑞士, 主要侧重于去除污水中的 P, 使用物理、化学和生物方法进行三级净化。

综合各国湖泊富营养化的治理途径和对策, 可归纳为两大方面: (1) 限制有害物质进入湖泊。(2) 对湖泊营养成分或富营养化后果进行治理。前者适用于那些补给量和溢流量较大, 更新期较短, 底质污染不太严重的湖泊。而对水滞时间长, 补给来源少, 底质污染严重的湖泊必须进行湖内治理技术^[3]。下面

介绍部分限制性治理方法和工程防治方法。

1. 除 P 主要有几种方法: (1) 化学凝聚沉淀法。这是一种比较常用的方法, 即以一定量的化学物质(如消石灰)加入湖体, 通过凝聚去 P。也有使用煤灰、硫酸铝或铁盐进行这一反应的。例如 Theis 在美国 Charles 湖用煤灰和石灰处理湖内底质, 使 90% 的 P 被转换, 明显降低了缺氧状态下释放的 P, 但此法会造成污泥增多。(2) 离子交换及吸附法。此法是将湖水抽入离子交换塔, 湖水在塔内氧化铝等离子交换剂的作用下失去 P 离子。这种方法在技术上是可行的, 但不如化学法简易和经济。(3) 生物处理法。例如在好气条件下, 活性污泥中的微生物可去除 20—80% 的 P, Umgrer 用生物滤池除 P 达 24—40%。

2. 除 N N 是主要的营养元素, 除 N 是控制富营养化的重要途径, 主要有几种方法: (1) 氨解析法。Folkman, Wachs 等根据在 pH = 10 以上时有 90% 的 N 被 NH_4^+ 化, pH = 11 时可达 99% 的原理, 将污水的 pH 值调至 11 左右, 建立能保持 15 天的风力除 N 曝气池, 用空气吹脱氨。(2) 离子交换及吸附法。用天然沸石塔可除氨态 N, 这在日本已使用。(3) 氧化塘脱 N 法。利用藻类光合作用生物系统除去污水中的氮化合物。(4) 生物脱 N 法。利用好气微生物的代谢, 完成下列反应, 即 $\text{NH}_3\text{—N} \rightarrow \text{NO}_3\text{—N}$, $\text{NO}_3\text{—N} \rightarrow \text{N}_2\uparrow$ 。

3. 湖内 CuSO_4 杀藻法 Elder 和 Horne 在加利福尼亚的三个湖泊中加入 5—10 $\mu\text{g/L}$ 的 CuSO_4 , 明显减少了叶绿素 A 产量。在美国, CuSO_4 已被广泛应用于去除藻类“水花”, 一般使用剂量小于 1ppm。

4. 湖内曝气法 Dunst 等 (1974 年) 列举 123 个湖泊复兴计划中所采用的曝气或环流技术。富营养化湖泊的特点之一是湖水温度垂直分布, DO 分布和生物量分布极不均匀。曝气可促进水体循环混合、充氧和上层

水体降温,加速可溶性 P 沉淀,抑止 P 嫌气释放。此法在瑞典、西德等国得到应用。Cooley (1980 年)报道在 Larson 湖用 46 cm 直径的管道对底层水曝气处理,仅二周时间,水体溶解氧从小于 1.0 mg/L 增加至 3 mg/L,6 周后,增加至 6 mg/L,明显改善了水质状况^[9]。

5. 截污(废水迁移) 这是一种投资少、收效快的消除人为 N、P 输入湖泊的方法。例如 Washington 湖(面积为 87.6 km²)于 1946 年受纳二级污水而富营养化,1958 年起对来自 10 个城市的污水进行截流迁移,仅 1963 年—1968 年,就迁移湖泊 P 负荷量的 56%。1963 年湖水透明度为 1m,1969 年增至 2.8 m^[11]。在七十年代,澳大利亚、芬兰、瑞典和西德若干富营养化湖泊均采用了截污治理。张水元等(1984 年)研究了我国东湖 3 个主要污水口输入的总 N 量 = 253.8 t/a,总 P 量 = 52.5 t/a。东湖 N 和 P 的总输入量远远超过总输出量。东湖的 N 总输入量 = 536.3 t/a, P 总输入量 = 87.8 t/a,而东湖 N 和 P 的总输出量分别为 213.1 t/a 和 20.1 t/a。因此,如能迁移东湖 3 个主要污水口的污水,就基本上可保持东湖 N 和 P 输入和输出的平衡,即可有效控制和扭转东湖富营养化的发展^[2]。

6. 湖水稀释法 根据 Vollenweider 模式,加快湖水置换率 ρ ,就可降低湖泊中的 P 负荷。Welch 等(1980 年)报道在 Moses 湖用稀释法治理的结果,当引入贫营养的哥伦比亚湖水稀释后,总 P 下降 35—61%,叶绿素 A 下降 31—54%。

7. 湖泊底泥疏浚 瑞典的 Trumen 湖在 1958—1969 年作了污水截流,但难以恢复。1970 年起进行大规模吸挖底泥工程,清除 60 万 m³底泥。疏浚后, P 从 6000 $\mu\text{g/L}$ 下降为 70—110 $\mu\text{g/L}$,藻类大幅度减少,湖泊又重新恢复为旅游胜地。南京玄武湖曾采用此法而具有效果。

8. 生物学防治方法 用水生植物除去水

体中的 N、P 是可行的,如水葫芦 (Cornwell, 1977 年)、水马齿(杉木昭典, 1974 年)、浮萍 (Harvey, 1973 年)、藕 (舒金华, 1984 年)等。1981 年在加利福尼亚州的 San Diego 建立日处理 3785 m³ 污水的水葫芦净化塘。南京莫愁湖大量栽藕,使湖水透明度从 0.25 m 增至 1 m。在湖泊中还可用水生植物去除 N、P (Bull 等, 1976 年),也可用水生植物控制富营养化进程 (Young 等, 1970 年)。从生态系统平衡的观点来看,富营养化防治方法有两种可能途径:(1)降低或减少入湖的营养物质;(2)增加浮游动物,控制和消耗过度繁殖的藻类,增加鱼产量。生物防治是一种积极的途径,具有一定的前景。

上述各种治理方法多数处于实验或尝试阶段,成熟经验不多,所以只能作为一种富营养化的挽救措施,并不能代替湖泊的科学管理。湖泊和其它生态环境一样,一旦被污染就不容易恢复和更新。因此,对湖泊富营养化应采取综合措施,加强基础研究和监测,制订评价标准,加强管理,积极防止,大力治理。

参 考 文 献

- [1] 顾丁锡, 环境污染与防治, **3**, 14—17(1982).
- [2] 张水元等, 海洋与湖泊, **15**(3), 203—213(1984).
- [3] 裘松, 环境科学丛刊, **12**, 1—5(1983).
- [4] 曹洪法等, 环境科学丛刊, **6**(8), 13—20(1985).
- [5] 舒金华, 中国环境科学, **4**(6), 51—54(1984).
- [6] 饶钦止, 章宗涉, 水生生物学集刊, **7**(1), 1—17 (1980).
- [7] Beeton, A. M., and W. T. Edmondson, J. Fish. Res. Bd. Can. **29**, 673—682 (1972).
- [8] Carlson, R. E., Limnology and Oceanography, **22**(2), (1977).
- [9] Cooley, T. N. et al., Water Res., **14**, 485—489 (1980).
- [10] Dillon, P. J., F. H. Rigler, Limnology Oceanography **19**, 767—775 (1974).
- [11] Edmondson, W. T., Science **169**, 690—691 (1970).
- [12] Ghilarov, Water Res., **17**(6), 607—611 (1983).
- [13] Hakanson, L., Water Res., **18**(3), 303—314 (1984).
- [14] Kratzer, C. R., et al., Environ. Manag., **8**(2), 109—120(1984).

(下转第11页)

反键轨道中电子与金属 Pt 原子空的 d 轨道键合是产生化学吸附的前提, Pt/TiO₂ 经高温 H₂ 还原处理产生 SMSI 后, 由于 TiO₂ 中 Ti³⁺ 离子有电荷向 Pt 转移使 NO 化学吸附能力大为减弱。但 Arman 等人的研究结果表明^[9], Rh/TiO₂ 的 SMSI 却促进了 CO 还原 NO 反应。我们对 Pt/TiO₂ 的实验结果也证实了 500℃ 以上高温 H₂ 处理提高了催化剂活性。上述研究结果说明, 载体与 Pt 原子之间电子授受能力的调变对 CO + NO 反应性能有十分重要影响。

V₂O₅ 在 TiO₂ 上能够形成具有很强氧化能力的 O=V=O 键^[10], 在 CO 存在下,

可与之反应失掉 O²⁻ 生成低价 V³⁺ 离子, V³⁺ 有多余电荷向 Pt 原子转移从而调变了 Pt 对 NO 的解离吸附能力。由 XRD 检测结果表明, 担载于 TiO₂ 上的 V₂O₅ 在 CO + NO 反应环境中大部份变成了低价态, 这就增强了 Pt-V₂O₅/TiO₂ 催化剂上的电子授受能力, 结果使催化剂活性明显提高。若对 Pt-V₂O₅/TiO₂ 进行合适温度的 H₂ 还原处理, 则由于 H₂ 对 V₂O₅ 的还原作用而加强了这种效应。我们认为, 在 Pt-V₂O₅/TiO₂ 体系中, 低价 V³⁺ 离子给电子能力较之 Ti³⁺ 离子更强。因为 400℃ H₂ 处理使催化剂活性最高, 而 Ti³⁺ 离子的显著作用要高于 500℃ 以上。

四、结 论

在 Pt/TiO₂ 中引入一定数量的 V₂O₅ 可

(上接第 63 页)

- [15] Rast, W. et al., *J. Water Pollut. Contr. Fed.* **55**(7), 990—1003(1983).
- [16] Reeves, T., *J. Wat. Pollut. Control. Fed.* **44** (1972).
- [17] Vollenweider, R. A., *Paris Rep. OECD, DAS/CSI/ 68*(27), 192(1968).

以显著地提高催化剂对 CO 还原 NO 反应的催化活性, 虽然 Pt 是催化剂的活性组份, 但 V₂O₅ 通过与 TiO₂ 的相互作用易于受反应环境影响生成有给电子能力的低价 V³⁺ 离子, 从而调变了催化剂的电子授受能力, 促进 NO 还原。一定温度的 H₂ 处理可以增强这种效应。对 Pt-V₂O₅/TiO₂ 体系催化剂的深入研究将有理论和实用意义。

致谢: 本报告中 XRD 数据由我所 X 光组提供, Pt 和 V₂O₅ 含量分析由原子吸收光谱组提供。谨致谢意。

参 考 文 献

- [1] Solymosi, F., Völgyesi, L., and Sarrkany, J., *J. Catal.*, **54**, 336(1978).
- [2] Pande, N. K., And Bell, A. F., *Applied Catal.*, **20**, 109(1986).
- [3] *ibid.*, **97**, 137(1986).
- [4] Tauster, S. J., Fung, S. C., and Garten, R. L., *J. Am. Chem. Soc.*, **100**, 170(1978).
- [5] Wachs, I. E., Chan, S. S., *J. Catal.*, **91**, 336(1985).
- [6] Wachs, I. E., and Chan, S. S., *Application of Sur. Sci.*, **20**, 81(1984).
- [7] Matsuda, S., And Kato, A., *Applid Catal.*, **8**, 149 (1983).
- [8] Fang, S. M., and White, J. M., *J. Catal.*, **83**, 1 (1983).
- [9] Arman, V. R., and Munnera, G., *Application of Sur. Sci.*, **6**, 132(1980).
- [10] Wachs, I. E., and Chan, S. S., *Applied Catal.*, **15**, 339(1985).

- [18] Vollenweider, R. A. et al., In "Phosphorus management strategies for lakes". 207—234, Ithaca, NY (1980).
- [19] Vollenweider, R. A., *Water Qual. Bull.* **6**(3), 59—62(1981).