第7卷第4期
1995年12月

湖 泊 科 学
JOURNAL OF LAKE SCIENCES

Vol. 7, No. 4
Dec., 1995

# 滆湖沉积物理化特征及磷释放模拟

范 成 新
(中国科学院南京地理与湖泊研究所，南京 210008)

**提要** 对滆湖表层底泥、柱状层样和间隙水进行理化分析，模拟不同条件下的沉积物磷释放。结果表明，0～20cm深度范围内，各项理化指标变化较大；大于20cm后趋异较小。当提高沉积物-水体系温度、降低氧含量(或Eh)，提高pH及施以水动力作用时，可促进沉积物磷释放进程。无菌条件对磷释放有抑制作用。采用实验室模拟和间隙水浓度扩散模型计算得到的磷总释放量分别为10.65t/a和9.40t/a，其中湖面网围区释放量占全湖总量的28.2～35.4%。建议适度控制网围养殖规模，以减少内源磷污染。

**关键词** 沉积物特征 磷释放模拟 网围养殖 滆湖

湖泊沉积物是湖泊营养物质的重要蓄积库。来自各种途径的营养物，经过一系列物理、化学及生物作用，其中一部分沉积于湖泊底部，成为湖体营养物的内负荷。在一定条件下，部分营养元素又可从沉积物中向上层水体释放，使水体营养负荷增加。在大多数已研究的湖泊中，磷被认为是水体浮游藻类的限制性营养元素，其水体含量与湖泊的营养程度有极为密切的关系[1,2]。因此，了解湖泊沉积物中磷及其它营养物质的特征、水土界面间的行为以及沉积物释放规律，对研究湖泊的营养状况和生产力是非常重要的。

通常磷释放中，首先进入的是沉积物的间隙水中，进而向上层水土界面和上覆水混合扩散。影响这一过程的因素主要有：温度、pH、溶解氧、氧化还原电位、水土中的各种微生物及水动力学搅动等。一些研究认为，温度对磷释放有很大影响[2~4]，如西湖当温度30℃时其释放速率为0.200mg/(m²·d)，10℃时仅为0.053mg/(m²·d)，因而夏季释放速率明显增加[1~3]，春秋季略低，冬季则几乎为零[4]。其原因除温度的直接影响外，与温度对微生物活动的促控作用也有很大关系。研究还认为，pH>7和pH<7时磷释放均增加；pH=7时影响最小[2~4]。Daniel Span等人认为[5]，水体底部的溶解氧可决定磷在水土界面交换中的转移方向。好氧条件，沉积物积累过量磷；厌氧条件，沉积物中的磷向水体释放。厌氧条件释放大量的磷进入水体，至少对浅水湖泊可加速富营养化[6]。细菌等生物对磷的吸收和贮存，可使间隙水中溶解磷浓度减少，释放增加[7]。

滆湖位于我国东部平原的"太湖-洮滆"湖群区，面积146km²，平均水深1.2m。底部淤泥分布较广，其覆盖面积占全湖的2/3以上。1985年调查表明①，湖水氮、磷浓度分别为0.63和0.028mg/L，N/P比值远大于10:1，表明磷是该湖生物限制性营养元素。因此研究该湖

① 常州市环境工程设计研究所。滆湖水环境质量调查研究报告(1985～1986)，1987：31～32。

收稿日期：1993年12月27日；接受日期：1994年7月14日。

作者简介：范成新，男，1954年生，副研究员。1987年南京大学环境化学专业硕士毕业。主要从事湖泊水环境及沉积物污染研究。参与《太湖》、《中国湖泊环境概论》等5本专著编写，发表论文20余篇。

沉积物磷释放规律，对了解其营养物内源和对富营养化所产生的影响，显得尤为重要。

# 1 实验方法

## 1.1 样品的采集和分析

根据湖底沉积物分布，在湖体的南北方向上共选取3处代表性采样点(图1)。1、2号点位分别位于北部和中部湖心；3号点位设在一个有多年网围养殖历史的网箱外约20m处。

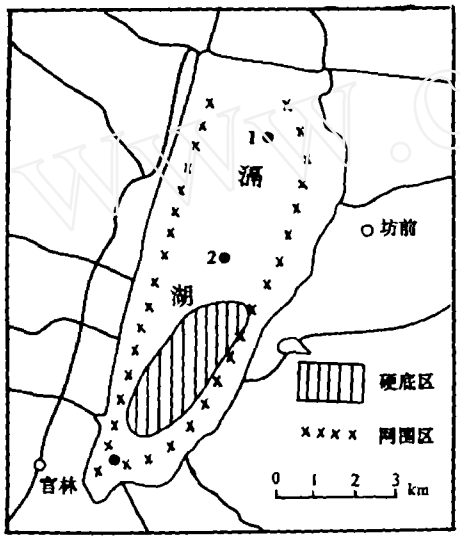


图1 溇湖采样点位置

Fig.1 Sampling location in Gehu Lake

1992年10月采集表层泥样；1993年1月、4月和7月进行柱状样采集。表层采用彼得森采泥器采集；柱状样用装有Φ60mm有机玻璃管的采集器采集，垂直取样深度为28～30cm。以上每采样点均同步采集上层水样。

样品采集后立即分层(每2.0cm取一层样)，包装并测定pH和Eh，然后运至实验室作进一步分析。用作理化分析的样品经干燥后按4分法进行取样并过200目筛。测定项目和方法分别为：粒度用移液管法；含水率用重量法；孔隙率用体积法；总氮和总磷用过硫酸盐氧化法；有机质用重铬酸钾/硫酸消解法。pH和Eh为稳定5min时的读取值。

对水样和间隙水样(沉积物离心，400rpm，20min)分析，$PO_4^{3-}$-P采用钼蓝比色法；溶解氧采用碘量法；总氮、总磷同沉积物分析；细菌总数采用平皿记数法。

## 1.2 磷释放模拟实验

用于控制条件下磷释放模拟沉积物样品；柱状取样后保留于原有机玻璃管中，下端部用橡皮塞塞紧，垂直放置，上层水均取原样点水样，每管500mL，每次取样30mL，取样后补充原样点水样至500mL刻度。释放条件通常为pH和细菌含量与原水样同，恒温25℃，柱管上端敞口、蔽光。为模拟不同条件对磷释放影响，其方法为：

(1) 温度控制：生化恒温培养箱(0～50℃，精度±1℃)，选择5℃、15℃、25℃、和35℃实验温度；

(2) pH调节：上层水样用$Na_2CO_3$和1+5$H_2SO_4$调节起始pH，选pH5.4、8.4和11.4；

(3) 溶解氧：将柱样顶部封闭，水面上层空间装填焦性没食子酸(10%NaOH)吸收氧，选择有氧和缺氧条件；

(4) 微生物：试验前水样灭菌(121℃，20min)，泥样上层加适量放线菌酮和氯霉素灭杀，管顶用脱脂棉塞塞紧，选择有菌和无菌条件；

(5) 水动力：采用人工搅拌，每6hr一次，每次按60rpm搅动1min。每组选择实验一般控制在21天内完成，取样频率为1次/3天。对照与实验样取样同步。当释放曲线达到平台或峰值时停止取样。

## 2 结果和讨论

### 2.1 沉积物主要物理性质

滇湖地处平均海拔 4.5m 的冲积黄土平原之上，悬移质含量较大的入湖河道主要位于其东北部，湖底沉积物淤积以这些河道的入湖口及整个北部地区为甚。对 1 号点表层沉积物粒度分析(表 1)表明，其物性属粉砂粘壤土类型。

对各采样点表层 0～2cm 和近表层 2～4cm 的含水量及孔隙率分析表明，表层沉积物的含水量及孔隙率均大于近表层(表 2)。

表 1　沉积物粒度分布

Tab. 1　Size distribution of the sediment in Gehu Lake

| 粒　径(mm) | >0.2 | 0.2～0.02 | 0.02～0.002 | < 0.002 |
|---|---|---|---|---|
| 占总量(%) | — | 21.5 | 58.6 | 19.9 |

表 2　各测点表层沉积物的物理化学性质

Tab. 2　Physical and chemical characteristics of the surface sediments of Gehu Lake

| 项　目 | 深度 (cm) | 1 号点 | 2 号点 | 3 号点 |
|---|---|---|---|---|
| 含水量(%) | 0～2 | 64.75 | 67.35 | 64.20 |
| | 2～4 | 50.16 | 45.16 | 51.37 |
| 孔隙率(%) | 0～2 | 84.1 | 80.3 | 82.2 |
| | 2～4 | 67.2 | 59.7 | 70.3 |
| pH | 0～2 | 7.56 | 7.46 | 6.90 |
| $Eh_7$(mV) | | 129 | −6 | 72 |
| 总氮(%) | | 0.297 | 0.215 | 0.309 |
| 总磷(%) | | 0.025 | 0.016 | 0.028 |
| 有机质(%) | | 2.337 | 1.718 | 4.311 |

图 2 为各采样点 pH 和氧化还原电位随深度的变化趋势。在 30cm 深度内，pH 大约在 6.3～7.6之间，其中 1、2 号点约变化 0.78pH 单位，尤以 10cm 内变化较大，呈逐步下降，3 号点较之 1、2 号点垂直变化不明显，约维持在 pH7.0±0.1 范围内。

为便于比较，Eh 经温度和 pH 较正为 $Eh_7$(mV)，由图 2 可见，在 0～20cm 深度以内，各采样点均出现一向深度还原状态的跃变过程(通常 $Eh_7$ 在 0mV 以下作为强还原环境)，峰形极值约在−140～−50mV 之间。深度大于 20cm 后，各样点 $Eh_7$ 基本无差异，约为 100mV。

### 2.2 沉积物中主要营养物含量及分布

表层沉积物中总氮和有机质含量各样点间含量不同。1 号和 3 号点含量较高，总氮接近 0.3%，有机质约在 3%左右；而 2 号点则较低，分别约为 0.2%和 1.7%(表 2)。从垂直方向分析，0～15cm 各样点总氮含量差异显著，但大于 15cm 后这种差异已不明显，维持在 0.18%左右(图 3)。1、3 号点在 0～15cm 间随深度增加总氮含量减少，而 2 号点则在研究深度内，除 6cm 前后出现含量波动外，其它深度几乎保持不变。

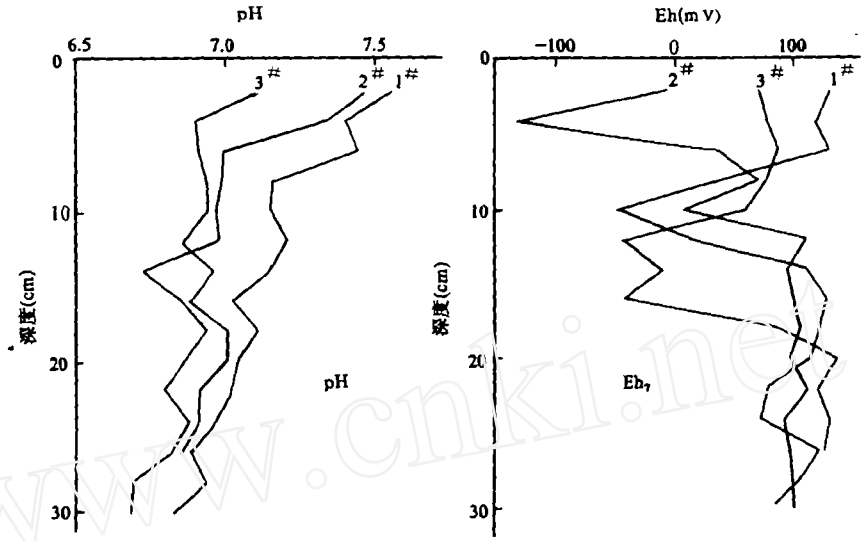


图2 沉积物pH和$Eh_7$垂直分布(1993年1月)

Fig. 2 Vertical distribution of $Eh_7$ and pH in the sediments (Jan., 1993)

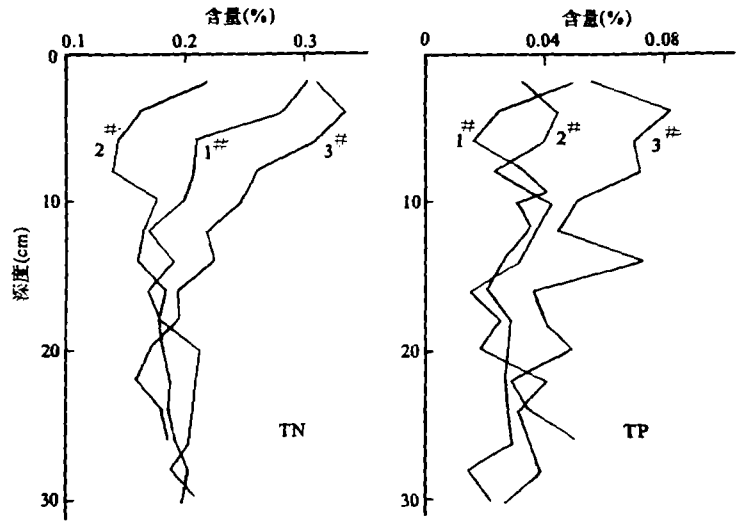


图3 沉积物氮、磷含量垂直分布(%)

Fig. 3 Vertical distribution of nitrogen and phosphorus contents in the sediments(%)

与总氮相似,表层沉积物的总磷含量也以1、3号采样点为高,2号点略低(表2),但垂直方向上表层累积作用则以3号点最为明显,平均总磷含量为0.06%,最大达0.08%;1、2号点累积作用不明显,在研究深度内基本恒定在0.04%以下(图3)。

沉积物表层是湖泊中最易受外界环境影响的界面层,其垂直方向上的物化状况及其变化往往与环境因素有关。1号点处于湖北部两大入湖河道垂洪港和扁担河的入流交汇区。该两河主要承接流经常州市区的部分水体,加之西部湟里河入湖水团亦经过该区域而东流出

湖，故近年来北部湖区水质污染最为严重。河水挟带的有机污染颗粒物质进入该流动平稳的水域后，由于自身的沉降或在沉水植物的固持作用下而沉积于湖底，造成表层底质污染。3 号点除受入湖污染物增加影响外，还主要由于其所处围养区，受网围养鱼产生的鱼类排泄物、残饵及其它腐烂物质沉积的影响。这些人为造成的有机废弃物和碎屑给网围区周围水土环境造成了比自然条件下的影响大得多的氮、磷和有机物负荷[8]，同时亦使沉积物物理环境发生较大改变。

分析各测点表层 0～8cm 内间隙水中 $PO_4^{3-}$-P 含量亦表明，处于围网区的 3 号点含量(0.21mg/L)明显大于 1、2 号测点(约 0.03mg/L)，表明网围养殖对底质环境已造成较大的磷素内负荷。

**2.3　不同环境条件对磷释放的影响**

2.3.1　温度　对各测点柱状沉积物在温度 5℃、15℃、25℃和 35℃时进行磷释放试验，其结果(以 1 号点为例)见图 4。在 5～35℃范围内，随着温度每升高 10℃，其释放强度明显增加，达到的平台或最大值分别为 0.24、0.81、2.43 和 2.90mgP/m²，并且除 5℃以外，其它温度下平台或最大值出现时间均随温度的增加而提前。15℃时，最大值出现时间约为 14 天，25℃为 9 天，35℃时仅为 6 天。值得注意的是，25℃和 35℃下，当释放强度达到最高时并不进入平台，而是稍有下降，这可能由于在该温度下浮游生物和微生物等处于最适环境，吸收水相中的 $PO_4^{3-}$-P 造成其含量降低。

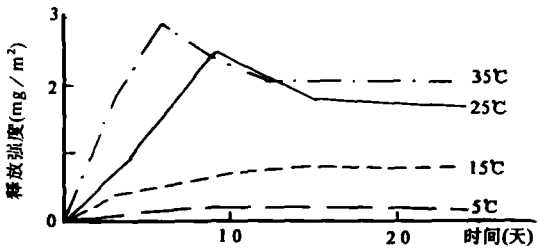


图 4　不同温度下 1 号点沉积物 $PO_4^{3-}$-P 释放

Fig. 4　$PO_4^{3-}$-P release from the sediment of No. 1 in different temperatures

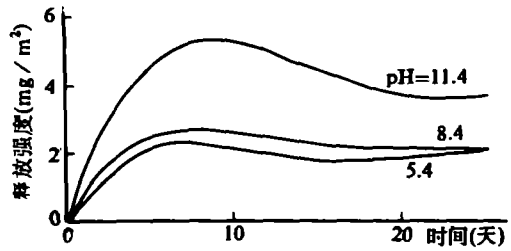


图 5　不同 pH 条件下的磷释放(25℃)

Fig. 5　Phosphorus release in different pH (25℃)

2.3.2　pH 值　该湖水体的 pH 值常年维持在 7.5～10 之间，呈微碱性。为模拟上层水体 pH 极端影响，调节初始 pH 至 5.4、8.4 和 11.4 进行磷释放试验(实验过程中每天对 pH 进行监测和校正)试验结果如图 5 所示。由图 5 可以看出，随 pH 增加，磷释放强度亦逐步上升。虽然 pH 从 8.4 到 11.4 与 pH 从 5.4 到 8.4 各增加 3 个 pH 单位，但前者的释放强度明显大于后者。表明，底泥的磷释放对碱性条件下$[H^+]$浓度变化较酸性条件下的$[H^+]$浓度变化更为敏感。该结果与 Istvanovics 研究结论[4]较为一致。滇湖是一沉水植物生长旺盛的湖体，在水草生长期的 4～9 月，光合作用强烈，湖体常呈微碱性，pH 可达 10 以上，故这时有利于沉积物向上层水体释放磷素，参予水体磷物质生态循环。

2.3.3　Eh 和氧含量　测定保持减氧条件 3 天后的上层水样($Eh_7$ 为－42mV，DO 为 0.06mg/L)，表明磷释放体系处于深度缺氧性还原条件中。与对照样($Eh_7$ 为 348mV、DO 为 6.23mg/L)比较，两者的磷释放结果呈现较大差异(图 6)，3 日缺氧或还原状态下的磷释放

强度约为有氧条件下的2倍。显然，缺氧和无氧状态有利于该湖沉积物的磷释放。但实际上溶解氧常年都维持较高水平(平均DO为9.23mg/L)，极少出现缺氧状态，仅沉积物表层底泥处于较强的还原状态(表2)，因此，还原条件对沉积物磷释放的影响可能比无氧条件要小得多[5,6]。

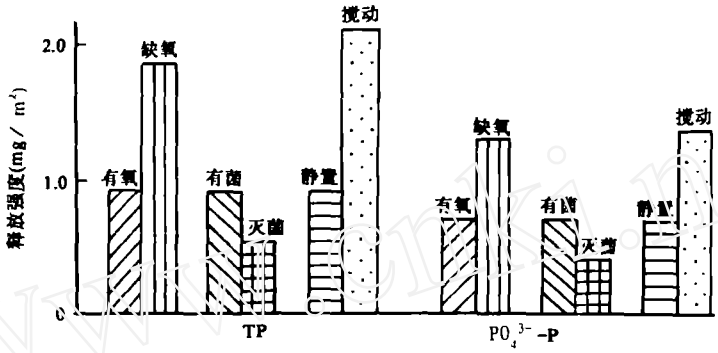


图6 不同条件下磷的3日累积释放(25℃)

Fig. 6 Phosphorus release of Gehu Lake in various conditions (25℃, 3d)

2.3.4 微生物 测定3日释放试验后的水样和对照样细菌总数，各取2～5个稀释度，28℃培养3天，菌落计数。实验样为30个/mL，对照样为4100个/mL。可见实验样灭菌效果较好，3日磷释放强度比较，灭菌样品的磷释放强度小于未灭菌对照样(图6)。这一结果表明，该湖水-沉积物体系中微生物的活动，对其磷释放有利。

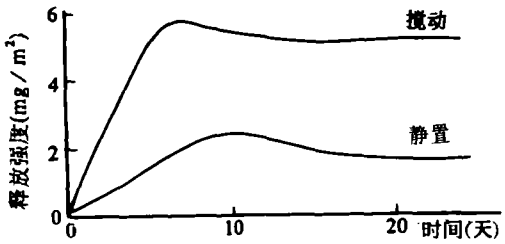


图7 搅动条件下1号点沉积物磷释放(25℃)

Fig. 7 Phosphorus release from the sediment of No. 1 in stirred condition (25℃)

2.3.5 水动力条件 模拟漏湖水动力学条件，其3日TP和$PO_4^{3-}$-P释放量约为静止状态下的2倍(图6)。考察1号点25℃水动力条件下的释放与释放时间的关系(图7)可见，释放初期，水动力学影响曲线明显高于静止曲线，且最大释放量出现时间稍有提前(约1天)。当超过最大释放量出现时间后，虽仍施加动力学影响其磷释放强度仍维持不变，曲线近似呈一平台。表明水动力学条件对磷释放的影响仅是有限的短期效应，当表层底泥以及再悬浮物受水动力搅动向水体释放磷达到一定程度后，可能进入一种磷释放"枯竭"状态，此时沉积物和悬浮物的磷向水体的释放与水体中的磷向沉积物和再悬浮物上沉积和吸附达到一种动态平衡。因此，只有水体中磷含量降低，磷从沉积物上的释放才能进一步进行。

该结果还从另一方面表明，采样前水体是否受到强烈搅动将对模拟结果产生很大差异。比如当取自一次大风浪后的样品进行实验，由于其时水中磷含量较高，其释放速率将偏小，甚至短时段内出现负值(此时沉积物可能暂时由源转变为汇)，这些因素在定量研究沉积物在实际环境下的释放时应予考虑。

## 3　沉积物磷释放计算

据 1985 年调查①，滆湖磷的输入负荷量为 0.43g/(m²·a)，约占总输入量 72%的磷(合 45t)通过大型水生植物被滞留于湖中。这部分磷随一年生沉水植物的死亡而沉积在底泥中，估计约 5t 的磷在翌年沉水植物生长中被再度吸收利用而参与循环。由于沉积物的磷释放，实际参与循环的磷应大于 5t。下面以实际结果和模型分别计算和模拟磷的释放量。

### 3.1　试验结果计算

滆湖常年水温变化范围为 2～34℃，本研究进行的室内模拟温度为 5℃、15℃、25℃、和 35℃，考虑到湖水 4～9 月 pH 较高及夏秋两季来水较大和风浪影响，设各温度代表时间段分别为 0.2、0.4、0.3 和 0.1 年。另外，依据该湖底质分布情况及采样点位置，可将全湖分为北、中、南三个湖区。南部湖心区约 31km²，为硬底(表层覆盖少量悬移质)，释放量可忽略。以 3 号点为代表的网围养殖区是一特殊底质区，其面积约 8km²)，由于同样条件下的磷释放量明显大于北部和中部湖心区底质，故可单独作一区域考虑。

全湖磷释放量可用下式计算：

$$W = \sum_{i}^{n}\sum_{j}^{t} k_{ij}A_i\Delta T_j \tag{1}$$

式中，$W$ 为全湖磷释放总量(t/a)；$k_{ij}$ 表示第 $i$ 湖区沉积物在 $j$ 温度下的磷释放速率 (t/(km²·a))；$A_i$ 表示 $i$ 湖区面积(km²)；$\Delta T_j$ 表示 $j$ 温度时所代表的时间段(a)。按室内试验结果估算的滆湖磷释放量为 10.65t/a(表 3)。

表 3　实验结果计算的磷释放总量

Tab. 3　The amount of P release of Gehu Lake on the basis of the experimental results

| 实验温度(℃) | 代表时间段(年) | 北部湖区(48.6km²) | | 中部湖区(58.4km²) | | 养殖区(8.0km²) | | 全湖总释放量(t/a) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 释放速率(mg/m²·d) | 释放量(t) | 释放速率(mg/m²·d) | 释放量(t) | 释放速率(mg/m²·d) | 释放量(t) | |
| 5 | 0.2 | 0.054 | 0.192 | 0.083 | 0.354 | 0.225 | 0.131 | |
| 15 | 0.4 | 0.108 | 0.766 | 0.175 | 1.492 | 0.375 | 0.438 | |
| 25 | 0.3 | 0.283 | 1.506 | 0.215 | 1.375 | 0.867 | 0.759 | |
| 35 | 0.1 | 0.638 | 1.132 | 0.389 | 0.829 | 1.911 | 1.674 | |
| 合计 | 1.0 | — | 3.596 | — | 4.050 | — | 3.002 | 10.65 |

### 3.2　间隙水扩散模型计算

孔隙中溶解物的扩散和沉积颗粒的沉积都会产生从沉积物中释放和向沉积物中迁移的现象。这与在垂直方向上沉积物-水界面受扩散作用和沉积作用支配的输送有关，界面上的物质通量 $F_0$ (mg/(cm²·s))可表示为[9]：

$$F_0 = \varphi\left[-D\frac{\partial C}{\partial Z} + UC + U_sC_s\right]_{Z=0} \tag{2}$$

式中，$\varphi$ 是表层沉积物孔隙率($0<\varphi<1$)；$Z$ 是垂直距离坐标，从界面($Z=0$)向下增加为正；

① 常州市环境工程设计研究所。滆湖水环境质量调查研究报告(1985～1986)，1987：95～96。

$C$ 是孔隙水中的浓度(mg/cm³)；$C_s$ 是固体的浓度(mg/cm³)；$D$ 是孔隙水溶液扩散系数(cm²/s)；$U$ 是界面处相应的孔隙水向下流动的速率(cm/s)；$U_s$ 是界面处相应的沉积物向下对流的速率(cm/s)。

为求得稳定的沉积物界面上的物质释放，可忽略孔隙水和沉积物向下对流所损失的通量，这时释放量仅与界面处间隙水的浓度梯度 $\frac{dC}{dZ}$ 有关[10]，即

$$F_0 = -\varphi D \frac{dC}{dZ}\Big|_{z=0} \tag{3}$$

扩散系数 $D$ 由 E. Callender 和 D. E. Hammond 确定为

$$D = \frac{D_0}{\varphi F'} \tag{4}$$

式中，$D_0$ 为在无限稀释条件下只与溶质溶液有关的溶质扩散系数(cm²/s)。对 $HPO_4^{2-}$ 离子，$D_0 = 7.0 \times 10^{-6}$cm²/s；$F' = 1.28\varphi'$(25℃ 时)，$\varphi'$ 为表层以下沉积物的孔隙率。

考虑到界面处的扩散通量，则可对其进行近似计算。按扩散模型估算的全湖磷释放量为 9.40t/a(表 4)。

表 4 按模型计算的湖磷释放量

Tab. 4 The amount of P release of Gehu Lake on the basis of the model

| 代表湖区 | | 北部(1号点) | 中部(2号点) | 养殖区(3号点) |
|---|---|---|---|---|
| 代表底质面积(km²) | | 48.6 | 58.4 | 8.0 |
| 释放时间(a) | | 0.75 | 0.75 | 0.75 |
| 含水量(%) | 表层(0～2cm) | 64.75 | 67.35 | 64.20 |
| | 近表层(2～4cm) | 50.16 | 45.16 | 51.37 |
| 孔隙率 | $\varphi$ | 0.841 | 0.803 | 0.822 |
| | $\varphi'$ | 0.672 | 0.597 | 0.703 |
| $\frac{dC}{dZ}\Big\|_{z=0}$(mg/(cm·L)) | | 0.010 | 0.012 | 0.065 |
| D(cm²/s) | | $2.94\times10^{-6}$ | $2.43\times10^{-6}$ | $3.29\times10^{-6}$ |
| $F_0$(mg/(cm²·s)) | | $2.47\times10^{-8}$ | $2.34\times10^{-8}$ | $1.76\times10^{-7}$ |
| 年释放量(t) | | 2.84 | 3.23 | 3.33 |
| 全湖释放量合计(t/a) | | 9.40 | | |

综合表 3 和表 4 计算结果，用间隙水扩散模型计算的磷释放总量与室内试验模拟的结果较为一致，相对误差仅 11.7%，两者平均值为 10.03t/a，表明两种计算方法具有一定的可比性。

将滆湖不同湖区的磷释放速率与国内外其它浅水湖泊比较(表 5)，总体看释放速率较小，但围网区则已超过城郊湖泊水平，平均释放速率达 0.844mg/(m²·d)。1995 年围网养鱼刚起步时，全湖磷释放量约为 8.0t/a。由于养殖规模的迅速发展，全湖的内源磷负荷已达目前的 10.03t/a 左右(增加 25.4%)，其中网围区磷释放量占总量的 28.2～35.4%，已成为该湖不可忽视的磷以及氮和有机物污染源。为保护水质和考虑到该湖有可能成为常州市今后的饮用水源地，适度控制网围养殖规模，推广科学养殖，减少由于人工因素造成的磷污染及局部湖区的富营养化，将是现阶段水源保护的主要任务之一。

表 5　不同湖泊的磷释放速率　　单位：mg/(m² · d)

Tab. 5　The rate of P release in different lakes

| 湖（库）名 | | 平均值 | 范　围 | 备　注 |
|---|---|---|---|---|
| 九江甘棠湖 | | 14.68 | — | 试验水以蒸馏水为主[2] |
| 杭州西湖 | | 0.129 | 0.053～0.200 | 现场试验结果[4] |
| 巢　湖 | | 0.46 | 0.08～1.39 | 数值已经换算，文献[10] |
| 天津于桥水库 | | 0.795 | 0～7.20 | 文献[4] |
| Balaton 湖 | | — | 0.3～2.8 | 文献[3] |
| 滇　湖 | 北　部 | 0.271 | 0.054～0.638 | 本文 |
| | 中　部 | 0.216 | 0.083～0.389 | 本文 |
| | 养殖区 | 0.844 | 0.225～1.911 | 本文 |

## 4 结　论

滇湖表层沉积物氮磷含量平面分布差异不明显，但垂直方向上各测点在 0～15cm 内差异则较大，并随深度增加而减小，大于 15cm 后差别已不显著，反映人为活动已使表层底质受到影响。网围养殖区上层底质中的氮磷含量大于或明显大于敞湖区，前者磷平均达 0.06%，后者则不足 0.04%。表明几年来发展起来的渔业养殖，对湖泊沉积物已产生了程度较深的营养物积累作用。

通过室内控制条件下水土界面磷释放试验证实，体系温度升高、减少溶解氧、提高 pH 以及施以水动力作用，均可使磷释放量增加；灭菌条件下则比未灭菌的磷释放程度明显减小。采用实验室温度模拟实验结果和间隙水浓度扩散模型计算，两种方法得出的磷总释放量分别为 10.65t/a 和 9.40t/a。与国内外其它湖泊比较表明，该湖在自然条件下磷释放速率不大，但网围养殖区的释放速率则已达到或超过城郊湖泊水平。进一步分析表明，仅占全湖面积不足 7.0%的网围养殖区在全湖沉积物磷释放总量中占有的比重达到 28.2～35.4%。加强网围养殖管理，是控制 滇湖磷等营养物污染的有效手段。

## 参 考 文 献


1　日本化学会编. 化学总说(陆水の化学). 1992,(14):103～112

2　柳建生. 九江甘棠湖底泥磷释放研究. 环境科学与技术, 1988, **40**(1):12～14

3　Istvanovics V. Seasonal variation of phosphorus release from the sediments of shallow Lake Balaton. *Water Res*, 1988, **22**(12):1473～1481

4　金相灿等. 中国湖泊富营养化. 北京：中国环境科学出版社, 1990. 31～470

5　Span D *et al*. Variation of nutrient stocks in the superficial sediments of Lake Geneva from 1978 to 1988. *Hydrobiologia*, 1990, **207**:161～166

6　Baudo R *et al*. Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. Chelsea, Michigan: Lewis publishers. 1990. 131～144

7　Gachter R *et al*. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnol Oceanogr*, 1988, **33**:1542～1559

8 Trojanowski J et al. Primary production in lakes with cage trout culture. *Pol Arch Hydrobiol*, 1985, 32(2): 113～129
9 A 莱尔曼著(王苏民等译). 湖泊的化学地质学和物理学. 北京:地质出版社, 1989. 336～370
10 居清瑛, 顾丁锡等. 巢湖——富营养化研究. 合肥:中国科学技术大学出版社, 1990. 65～71

# PHYSIOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF SEDIMENTS IN GEHU LAKE AND SIMULATION OF ITS PHOSPHORUS RELEASE

Fan Chengxin
(*Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008)

**Abstract**

Surface sediments, columnar layer transect and interstitial water, collected in Gehu Lake during 1992～1993, are physically and chemically analysed, and phosphorus release of the sediments simulated in different conditions. The results show that within the depth of 0～20cm each physicochemical index changed greater, but over 20cm its difference was smaller. When the temperature being raised, oxygen concentration (or Eh) reduced, pH increased and hydrodynamic action exerted, the experimental systems were accelerated in the course of phosphorus release across the sediment-water interface, which was, however, restrained in the bacteria-free condition.

The amounts of released phosphorus calculated by means of the results of laboratory imitation and model of concentration diffusion in interstitial water are, in the whole lake, 10.65t/a and 9.40 t/a respectively, of which the quantity of phosphorus released from the pen culture district makes up 28.2～35.4 percent. The internal phosphorus pollution of Gehu Lake will be controlled if the pen culture is strengthened in the management and its scale is properly cut down.

**Key Words** Sediment characteristics, phosphorus release, simulation, pen culture, Gehu Lake