

太湖底泥磷释放量及释放规律的研究综述*

朱伟^{1,3}, 侯豪^{2**}, 刘环², 许小格¹, 朱瑜星³, 陈诺¹, 曹俊³, 林乃喜³

(1: 河海大学环境学院, 南京 210098)

(2: 河海大学土木与交通学院, 南京 210098)

(3: 河海大学水科学研究院, 南京 210098)

摘要: 太湖是我国最为重要的湖泊之一, 是国家湖泊治理的重点。自 2007 年水危机以来, 太湖治理累计投入超 2620 亿元, 是世界上治理力度最大的湖泊。2016 年以来太湖出现磷反弹, 2020 年开始显著好转, 2023 年水华减少。太湖蓝藻水华与磷的响应相对显著, 回顾太湖磷十余年来研究, 关于底泥内源释放对水体总磷贡献的说法不一, 这对于太湖整体磷负荷的认识及内源治理措施的制定产生了重要影响。针对太湖底泥磷的源汇、释放量以及释放规律, 本文对国内外关于湖泊底泥磷释放的监测、实验、计算等研究进行系统回顾, 对关于太湖底泥磷释放方面的研究进行梳理。通过比较和分析, 尝试形成对太湖底泥磷释放规律和范围的一些基本认识。通过综述总结提出了“总源”“总汇”“净源”“净汇”的概念, 并对可能成为“净源”的 5 个过程的发生条件和释放强度进行分析。认为 Fick 扩散释放是可以恒常性发生的过程, 而在具备条件才发生的过程中, $DO < 2 \text{ mg/L}$ 后出现的磷还原释放是比较主要的过程, 需要重点关注。“净源”是否发生应该依据实际湖泊的环境条件开展动态释放实验来判断。太湖目前虽然处于“总汇”状态, 但“净源”是显著存在的, 明确“净源”存在的位置和发生的时段对于太湖内源治理非常重要。

关键词: 太湖; 底泥磷释放; 源汇; 质量平衡; 释放实验

A review of sediment phosphorus release amount and rules in Lake Taihu*

Zhu Wei^{1,3}, Hou Hao^{2**}, Liu Huan², Xu Xiaoge¹, Zhu Yuxing³, Chen Nuo¹, Cao Jun³ & Lin Naixi³

(1: College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, P.R.China)

(2: College of Civil and Transportation Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, P.R.China)

(3: Institute of Water Science and Technology, Hohai University, Nanjing 210098, P.R.China)

Abstract: Lake Taihu is one of China's critical lakes and a pivotal focus for national lake management endeavors. Since the water crisis of 2007, an intensive investment (over 262 billion yuan) has been invested in its restoration, rendering it the most attention in lake restoration globally. In Lake Taihu, phosphorus levels had a resurgence since 2016, and have been better controlled since 2020, resulting in a decline in cyanobacteria blooms in 2023. There was a clear relationship between cyanobacteria blooms and phosphorus levels. A review of previous publications on phosphorus in Lake Taihu showed diverse contributions of internal sediment phosphorus release to water total phosphorus. Such disparities significantly influenced the quantification of the phosphorus load of the lake, and the design of controlling strategies for internal sediment phosphorus release. This study reviewed both domestic and international studies concerning the monitoring, experimentation, and computation of phosphorus release from lake sediments, with a focus on the source, sink, absorption, and release patterns. Through comparative analysis, this study established fundamental insights into the patterns and extents of phosphorus release from Lake Taihu sediments. This study introduced the concepts of “total source”, “total sink”, “net source” and “net sink”, and analyzed the conditions under which five processes may manifest as “net sources”. Fick diffusion release is deemed a continuing process, whereas phosphorus reduction release, occurring at the condition of $DO < 2 \text{ mg/L}$, emerges as a notably significant process under specific conditions warranting special consideration. The determination of a “net source” should be conducted through dynamic release experiments under environmental conditions for the lake. De-

* 2024-02-28 收稿; 2024-06-04 收修改稿。

国家重点研发计划项目(2022YFC3202700)资助。

** 通信作者; E-mail: hhuhouhao@hhu.edu.cn。

spite Lake Taihu currently acts as a “total sink”, its “net source” remains large. It is urgently needed to identify the hot spots and moments of internal sediment phosphorus release, which can support its control.

Keywords: Lake Taihu; sediment phosphorus release; source/sink; mass balance; release experiment

太湖是我国最为重要的湖泊之一,也是我国目前重点治理的湖泊。从自然属性来看,太湖流域地势平缓、流域内湖荡塘众多、河网密布、雨量丰沛。就湖面面积与水深比来看,太湖是非常独特的大型浅水湖泊。从社会属性来看,太湖地区经济繁荣、人口密集、用排水量巨大、航运繁忙,自古就是人类活动较为集中的地区。自 1980s 开始太湖由于富营养化出现了蓝藻水华^[1-2],此后这一现象逐渐加剧,2007 年暴发大面积的水华,由蓝藻藻源物质形成的黑水团聚集在贡湖取水口附近,发生了无锡 600 万人口断水的“水危机事件”^[3],之后太湖治理成为国家与当地政府最重视的工作之一,无论是流域的污染源控制还是湖内的治理都达到了前所未有的规模与力度。据不完全统计^[4],在 2007—2020 年之间太湖治理所投入资金达 2620 亿元左右,这也是我国在同一个湖泊/流域内投入最大的治理行动。随着治理行动的进行,太湖总氮、总磷浓度持续下降^[5],至 2015 年总氮浓度从 2.5 mg/L 降低到 2.0 mg/L 左右,总磷浓度从 0.15 mg/L 降低到 0.1 mg/L 左右。但 2016 年以后太湖出现了磷反弹,梅梁湖总磷上升 25% 左右,全太湖平均上升 5%~8%^[6]。为了解释太湖磷变化的原因,必须对太湖磷的输入、输出、循环、转化过程进行系统分析,而分析底泥释放量也成为研究太湖、治理太湖的关键。

一般认为,与深水湖泊相比,浅水湖泊污染后磷的降低更加缓慢^[7],底泥对水质的影响更大^[8]。所以在太湖第一轮治理中实施了 3900 万 m³ 的底泥环保疏浚工程^[9]。但如果平均疏浚深度在 0.4 m,已完成底泥疏浚面积仅占太湖底部面积的 4% 左右。目前,第二轮环保疏浚工程已在无锡、常州开展,2023 年的疏浚量达到 500 万 m³。但是环保疏浚如果不能聚焦并瞄准对水质影响最大的底泥位置,工程的效果和效率都会受到很大的影响。如何评价底泥对水质的影响,尤其是底泥磷释放的量和范围,成为治理工作非常关注的问题。底泥磷释放的量和规律既涉及到环保疏浚是否实施的问题,更大程度上也影响着对太湖磷循环以及污染控制的总体认识。因此必须对太湖总体磷平衡、磷循环以及底泥释放量进行系统分析,从量和规律上有一个清晰的认识。

收集整理太湖底泥磷释放量研究的各种文献,发现不同研究得到的底泥磷释放量为 2.1 万~30 万 t/a 不等^[10-11],差异巨大。太湖年入湖总磷约为 2000 t,水体中磷存量约为 500 t,底泥释放量出现的巨大差异对太湖整体磷循环的认知产生很大的影响,所以厘清这些差异产生的原因非常必要。从磷释放量的相关研究来看,采取的方法、考虑的状态、实验的装置和计算的逻辑均有很大的区别。虽然很多研究都试图给出太湖底泥每年向水中释放的总磷量,但由于计算方法和考虑条件的不同,这些计算结果所具有的概念和内涵存在差异。明确这些研究成果的本质含义并进一步理解太湖底泥实际释放量和释放规律对于底泥释放理论、研究方法以及太湖治理都有重要意义。

理解太湖底泥磷释放的问题,首先要清晰认识底泥—水之间的“源”“汇”关系。一般情况下把底泥向上覆水中释放污染物称为“源”,也就是底泥是水体的污染源;而水中污染物向底泥中迁移、转化的过程称为“汇”,也就是底泥处于转移、储存污染物的阶段(图 1)。而太湖面积巨大,湖区差异很大,在季节、昼夜之间的环境变化也很大。从整个太湖来看,一年期间磷的质量平衡得到的“源”“汇”的结论并不能反映具体湖区、具体时间段底泥的释放和转化关系。也就是说太湖内部不同区域、不同时段存在底泥向水中释放总磷的过程,同时也存在水中总磷向底泥中转化的过程。因此本文提出“总源”“总汇”“净源”“净汇”的概念,即从整个太湖角度,通过一整年的质量平衡得到的底泥向上覆水释放磷的总量称为“总源”;若整体出现磷从水体向底泥中转化,则汇集的总量称为“总汇”。某个水域、某个时段、某个过程底泥向水中释放总磷的量称为“净源”,相对应转化、汇集到底泥中的量称为“净汇”。

本文基于“总源”“总汇”“净源”“净汇”的角度,收集了国际国内关于底泥磷释放的理论、关键机理、参数以及湖泊磷释放量的文献,同时梳理和分析了国内围绕太湖等湖泊关于底泥磷释放的文献。首先梳理了发生“净源”“净汇”的微观过程,再对涉及“总源”“总汇”的计算、实验进行了总结分析,结合自身对太湖底泥磷释放的研究,综述了太湖底泥磷释放的量和规律,希望相关的认识能够为太湖治理以及湖泊底泥释放

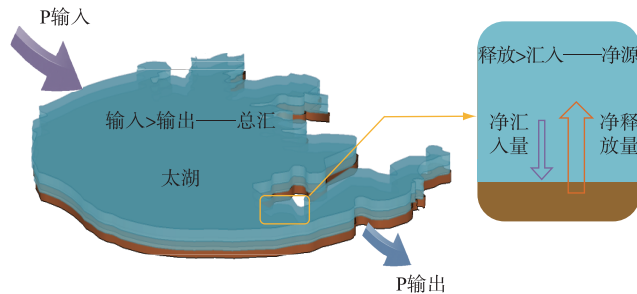


图 1 太湖“源”“汇”过程示意

Fig.1 Schematic of “source” and “sink” processes in Lake Taihu

的研究提供支撑。

1 湖泊沉积物—水界面的磷交换过程

在湖泊治理工程领域一般使用“底泥释放”的基本概念,在环境科学领域大多数称为“沉积物—水界面磷交换过程”。Lerman^[12]使用“sediment-water interface”来表达水体中底部水层与沉积物(底泥)的界面。此后,这一领域的研究在国际上非常活跃,国内自 1995 年左右开始出现较多的研究成果^[13-14]。就湖泊而言,这个界面上的各种作用非常复杂:物理的、化学的、生物的、地球化学的过程同时进行而且互相影响。此外影响这个界面的环境条件也频繁变化,如水与底泥之间的物质关系、水运动产生的影响、温度及溶解氧浓度的变化、生物和微生物的各种活动^[15-16]。关于这个界面上磷的交换过程已有较多研究^[17-18]。本文选择代表性的研究,聚焦于沉积物—水界面磷的释放进行分析。一般湖泊中的磷循环过程如图 2a 所示^[19]。在湖水中,发生河流的输入,湖内浮游植物的利用、死亡降解,颗粒物的吸附/解吸等过程。在沉积物中,底泥间隙内有机磷向无机磷转化,底泥骨架颗粒与间隙水之间产生无机磷的吸附和解吸等过程。而在底泥—水界面上“净源”和“净汇”一般存在 5 个过程:① Fick 扩散:基于底泥间隙水和上覆水之间溶解性磷的浓度差出现的 Fick 扩散释放,释放的物质包含正磷酸根离子(PO_4^{3-})和溶解态有机磷(DOP);② 化学交换:底泥表面由于氧化还原、吸附/解吸、离子交换而使磷进入上覆水中;③ 颗粒再悬浮:吸附磷或含有磷的底泥颗粒在水的运动作用下向水中再悬浮;④ 颗粒再沉降:吸附磷的颗粒及颗粒态磷以颗粒的方式沉降;⑤ 生物作用:浮游生物通过生长繁殖形成含有磷的浮游生物颗粒并向底泥沉降,底栖生物的活动导致水中磷向底泥或底泥中磷向水中转化。

对于太湖的沉积物—水界面特征,秦伯强^[8]认为太湖作为大型浅水湖泊,其内源污染机制、释放条件、贡献大小等与传统湖沼学中的深水湖泊有很大不同(图 2b),强调了风浪导致的底泥悬浮与营养盐释放以颗粒态为主。虽然颗粒磷难以被藻类直接吸收利用,但在悬浮和沉降的过程中形态的转化以及对生态系统的影响尚不清楚。在太湖底泥—水界面的过程中,秦伯强^[8]更加强调了吸附磷或含有磷的底泥颗粒向水中再悬浮(净源)和吸附磷的颗粒及颗粒态磷的沉降(净汇)这两个过程,但在悬浮—沉降过程中输出和输入是否平衡还不清楚。范成新^[13]认为除了沉积物—水界面上存在沉降和扩散以外,微生物及底栖生物会对界面上的物质交换产生较大的影响(图 2c)。微生物和底栖生物会通过扰动、直接利用等方式增强底泥作为“净源”的性质。综合上述研究的观点,底泥—水之间磷的交换主要包含 5 个过程。而一些发生在水中的过程会对界面产生影响,比如磷的生物利用,生物死亡后的释放,颗粒的沉降、悬浮、吸附解吸以及有机磷向无机磷的转化。发生在底泥内部的过程也会对界面产生影响,如底泥中微生物的降解、底泥表面底栖生物的活动产生的覆盖和扰动、底泥自身的固结排水等。在此,把这些作为对底泥—水界面上 5 个过程产生影响的间接因素来考虑。

1.1 底泥间隙水与上覆水之间浓度差产生的 Fick 扩散(过程 1——Fick 扩散)

大多数湖泊底泥间隙水中溶解态磷的浓度大于上覆水,在太湖这个浓度差可以达到 4~8 倍^[20]。若水

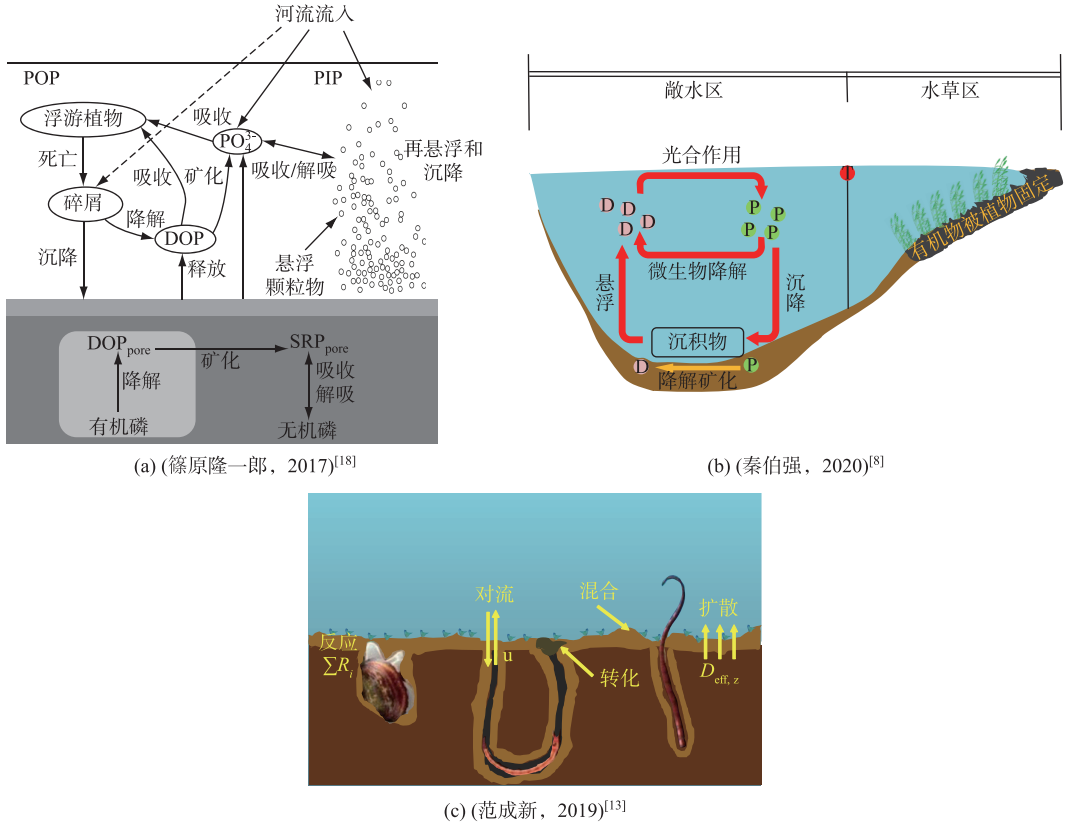


图 2 沉积物-水界面过程示意

Fig.2 Material exchange processes at the sediment-water interface

体完全静止, 布朗运动引起的 Fick 扩散必然出现, 即 Fick 扩散具有“净源”的特征。溶解态磷由浓度比较高的底泥间隙水向上覆水中扩散称为 Fick 扩散。把 Fick 扩散定理运用到底泥和上覆水之间, 需考虑底泥间隙水和上覆水之间的接触关系, 底泥是多孔介质, 间隙水在孔隙的地方与上覆水连通, 因此扩散面积要使用单位面积中间隙的面积与总面积的比率来折减, 这个比率也就是底泥的孔隙率 φ , 折减后的 Fick 定律可以表达为:

$$\varphi \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial t} \left(D \frac{\partial \varphi \cdot \partial C}{\partial z} \right) \quad (1)$$

若设表层底泥间隙水溶解态磷浓度为 C_p , 泥-水界面水相中溶解态磷浓度为 C_0 , t 时刻为 C , 以泥-水界面为原点 ($z=0$), 向上为正方向, 则在 $t=0, z>0$ 时, $C=C_0$; 当 $t>0$ 时, 若 $z=0$, 则 $C=C_p$, 若 $z=\infty$, 则 $C=C_0$ 。根据拉普拉斯变换求解方程得到:

$$\frac{C - C_0}{C_p - C_0} = 1 - \operatorname{erf} \left(\frac{z}{2\sqrt{D \cdot t}} \right) \quad (2)$$

则瞬时扩散量可表示为:

$$F = \varphi D \frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{z=0} = \varphi (C_p - C_0) \sqrt{\frac{D}{t\pi}} \quad (3)$$

从式(3)可以看出, 对于特定的底泥(孔隙率一定)而言, 释放量主要决定于浓度梯度和扩散系数, 而浓度梯度是由浓度差和扩散层厚度的比值决定的。

扩散系数可以基于化学势中微量离子的迁移通量与反扩散量相等的原理, 通过 Nernst-Einstein 公式

进行计算。各种文献中鲜有发现实测正磷酸根离子扩散系数的实验,大多参考 Li 和 Gregory^[21] 的结果,认为 PO_4^{3-} 在 25 °C 无限稀释溶液中计算出的分子扩散系数大约为 $6.12 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$,而 Krom 等^[22] 则给出 20 °C、pH 为 7 时扩散系数为 $7 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ 。

根据实测,太湖底泥间隙水的溶解态磷中(能够通过 0.45 μm 滤膜),有机磷的占比可达 2/3 左右,有机磷的相对分子质量比无机磷要大一些,其扩散系数 D_m 则要根据相对分子质量进行修正。目前尚无文献报道实测有机磷的扩散系数,而根据 Stokes-Einstein 原理,扩散系数与相对分子质量之间存在以下关系:

$$D_m = \frac{k \cdot T}{6\pi\mu \cdot r} \quad (4)$$

式中, k 为波尔兹曼常数 ($1.38 \times 10^{23} \text{ J/K}$), T 为绝对温度, μ 为粘滞系数, r 为分子半径。分子半径 r 难以直接测量,可以根据溶解态有机磷的相对分子质量参照 Cornel 等^[23] 的方法,通过公式(5)进行估计:

$$r = \left(\frac{3M_w}{4\pi\rho \cdot N} \right)^{\frac{1}{3}} \quad (5)$$

式中, M_w 为有机磷的相对分子质量 (Da); ρ 为密度,取 1.4 g/cm^3 ; N 为阿伏伽德罗常数 ($6.023 \times 10^{23} \text{ mol}^{-1}$)。

根据石井裕一等^[24] 对日本霞浦湖底泥中溶解态有机物 (DOM) 相对分子质量的研究,大分子为 35000 Da,小分子约为 2000~2800 Da,计算得到大分子的分子半径约为 2.15 nm,小分子的分子半径约为 0.83~0.93 nm,代入计算扩散系数,大分子为 $1.14 \times 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$,小分子范围为 $2.64 \times 10^{-6} \sim 2.95 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$,无机磷的扩散系数比有机磷大 2.5~50 倍左右。因此考虑有机磷的扩散系数对于扩散量的计算影响很大^[25]。

Ni 等^[26] 使用 ^{31}P MNR 光谱和相对分子质量超滤法对太湖底泥溶解态有机磷的相对分子质量进行了测量,太湖底泥的平均相对分子质量约为 4514 Da,分子半径约为 1.09 nm。计算得到溶解态有机磷在 25 °C 下的分子扩散系数约为 $2.25 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ 。从这些文献来看,溶解态无机磷的扩散系数为 $6.12 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$,实测间隙水中有机磷占总磷的 2/3 左右,如果用平均分子半径进行计算,太湖底泥间隙水中溶解态总磷的 Fick 扩散系数约为 $3.54 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ 。

关于扩散层厚度。很多研究和报道都认为只有底泥表层很薄的范围发生了磷的释放。Hupfer 和 Lewandowski^[27] 对德国 Lake Arendsee 磷浓度在深度方向上的变化进行研究,认为底泥的释放只与表层新近沉积的底泥有关,与下层底泥没有关系。Smith 等^[28] 通过每月对加拿大 Lake Champlain 的调查发现,底泥释放发生在表泥 1 cm 左右的范围。Doig 等^[29] 使用 Lake Diefenbaker 的底泥进行 64 d 的厌氧释放实验,发现底泥表层磷含量降低的范围在 1 cm 左右。在更长时间尺度下湖泊底泥磷释放的范围是否可以达到更深的深度? Søndergaard 等^[7] 在 1985—1998 年之间,3 次对丹麦 Lake Søbygaard 底泥深度方向磷含量进行调查,发现表层 25 cm 范围内的磷含量有所降低。Fukushima 等^[30] 对 1981—2007 年之间日本霞浦湖湖心底泥深度方向进行调查,发现只有 10 cm 范围内的底泥磷有所减少。Carey 和 Rydin^[31] 对世界上 49 个富营养化湖泊底泥中磷含量的深度变化规律进行统计,发现都存在表层磷含量高、下部磷含量低的现象,随着深度增加磷含量具有指数型减少的规律,认为表层这一部分高含量的磷具有释放的潜力。这些研究表明,短期内底泥向水的磷释放主要发生在表层 1 cm 左右的范围,长期的释放可能会在底泥表层 10~25 cm 的范围内发生。但实际上表层 1 cm 左右底泥间隙水中的磷浓度很难进行采样实测,大多数湖泊实测得到的是 10 cm 或距表面更深位置的间隙水磷浓度,然后使用线型函数或指数函数来外延推测表层界面上的间隙水浓度^[32-33],这也是计算容易与实际产生误差的原因之一。

影响扩散释放的另一因素是水动力。Fick 扩散释放是由浓度差、浓度梯度、扩散系数这 3 个要素决定的,其他的过程如果改变了这 3 个要素,就会对 Fick 扩散释放产生一定影响。很多研究都提到了水动力会对扩散释放产生影响。Jørgensen 和 Boudreau^[34] 结合海洋和深水湖泊的特点,认为沉积物—水边界层上存在扩散边界层、粘滞亚层、对数层等的浓度分层,范成新^[13] 也进行了基本相同的分层(图 2c),并且增加了混合、对流、Dary 流等过程。从 Fick 扩散的原理来看,接近界面的底部水中磷浓度会高于上部水中磷浓度,因为底泥间隙水与上覆水之间磷的浓度差大,浓度梯度也大,扩散出来的磷较多。而扩散后磷在水体底层向上层扩散,由于浓度差异相对较小,不能及时输送到整个水层,因此在底部形成了扩散层。静态恒定的情况下扩散层会在上、下层浓度差的影响下形成稳定的厚度,以这样的状态维持着静态的扩散释放。实际的湖

泊,尤其是太湖这样的浅水湖泊,会受到风的作用而产生风生流,引起的紊流扰动使得边界层水的质点发生不规则的运动,从而将已经形成或正在形成的扩散层破坏,使已经从底泥释放进入底层水体的磷随着水的质点四处迁移。同时,扩散层被上覆水冲散、稀释后上覆水—底泥间隙水之间的浓度梯度仍会维持较大的水平,在这个浓度梯度下底泥中的磷会持续进行扩散,这种情况下的 Fick 扩散比静态(上层水不扰动的情况)的要大一些,属于扩散叠加了迁移的现象。中村由行等^[35]对这一影响进行了扩散—迁移的理论计算分析,发现水的运动速度增加会使扩散通量增加。Ishikawa 和 Nishimura^[36]也通过数学模型计算出水的紊流运动会导致磷的扩散通量增加。同样 Inoue 等^[37-39]也得到了同样的结果。这主要是由于水的扰动对扩散释放中浓度差和浓度梯度产生了影响。而 Duren 和 Middelburg^[40]提到了达西流的影响,应该是地下水补给湖泊时才能发生的现象。达西流是流体在多孔介质中发生层流时的概念,在地下水以及渗流领域经常使用^[41-42]。在湖泊底泥—水之间能够对应达西流的情况应该是一些存在地下水向湖泊中补给的区域。山区湖泊周围地下水位高、如果底泥以及底泥下部地层渗透性较大,周围水位较高的地下水通过作为地层的底泥间隙向湖泊内补给,间隙水(或地下水)中存在的溶解态磷就会由于渗流作用而进入湖泊水体。但太湖属于平原湖泊,底泥及下部地层渗透性很低^[43],而湖水与地下水之间的水位差也较小^[44],因此很难发生较为显著的达西渗流。

1.2 底泥表面由于氧化还原、吸附/解吸、离子交换向上覆水中产生的化学交换(过程2——化学交换)

很多研究都发现底泥表面环境条件频繁变化,溶解氧、氧化还原电位、pH 随着季节、昼夜、生物的生长/死亡、微生物的分解、水流的扰动等不断变化,并使得底泥表面(1 cm 左右的表层)磷的形态发生变化。由于底泥—水界面附近化学环境(溶解氧、氧化还原电位、pH)变化造成的磷释放(如果是反向的可称之为吸收)存在 3 种过程:①氧化还原;②吸附/解吸;③离子交换(为了区分与浓度差造成的 Fick 扩散释放,这里称之为化学交换)。

① 氧化还原:氧化还原反应指有元素化合价升降的化学反应,底泥中的磷大多数以 Fe-P、Al-P、Ca-P 的形态存在,在还原环境下金属离子由高价位转为低价位,与其结合的磷就会游离释放进入水中。在缺氧或低氧的环境下底泥中与金属离子结合的磷被还原为磷酸根离子而释放到水中。相反,在好氧的氧化环境下底泥中的金属离子(如铁、铝、钙等)可以与水体中的磷酸根离子结合,形成不溶性的磷酸盐沉淀,从而将水中的磷酸根离子固定在底泥中。

判断氧化还是还原环境一般可用氧化还原电位(ORP)来表征,一般情况下底泥的还原环境可能在 ORP 值为负几百毫伏时开始出现,但这个值可能会因底泥环境的微弱变化而出现差异。而 ORP 又与溶解氧有着密切的关系,Hargrave^[45]指出,沉积物中电子电势 Eh 与沉积物耗氧量的平方根呈负线性相关,而沉积物—水界面的 Eh 控制着物质的形态转换,当 $Eh < 350$ mV 时, $NO_3^- \rightarrow NH_4^+$; $Eh < 300$ mV 时, $Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+}$; $Eh < 100$ mV 时, 疏析出; Eh 为 0~ -250 mV 时,沉积物被强烈还原。生物的生长、死亡、微生物的分解都会直接对 Eh 产生影响,进而影响到底泥所处的氧化还原状态,但溶解氧是氧化还原电位的主要影响因素。

溶解氧对磷释放速率的影响被认为是非常重要的,Span 等^[46]研究发现,水体底部的溶解氧可以决定磷在水土界面交换中的方向。按溶解氧浓度,一般将水分为好氧性水($DO > 2$ mg/L)和缺氧性水,缺氧性水又可分为缺氧($DO < 2$ mg/L)、严重缺氧($DO < 1$ mg/L)和厌氧($DO < 0.2$ mg/L)^[47]。好氧条件下,底泥—水界面处于氧化状态, Fe^{3+} 与磷结合,以磷酸铁形成沉淀,使底泥释放受到抑制。在缺氧和厌氧条件下,底泥中的磷会向水中还原释放。Diamond 等^[48]发现,厌氧条件下不溶性的 $Fe(OH)_3$ 变成可溶性的 $Fe(OH)_2$, 使与铁结合的磷大量进入水中。此外,厌氧条件下硫酸盐会被还原成硫化氢,而硫化氢作为较强的还原剂参与到底泥中铁结合态磷的还原释放过程,造成铁控制的磷发生释放。这一过程在硫元素含量较高的底泥上更为明显。尹大强和覃秋荣^[49]对五里湖底泥释放的研究表明,好氧状态下($DO = 8.0$ mg/L)沉积物不释放磷,还会从水中吸附磷,厌氧状态下底泥向水中释放磷。有研究发现,日本霞浦湖在夏季水温分层形成后底部出现 $DO < 3.0$ mg/L 的缺氧水层,从而引起了底泥中磷向水体中的释放^[50]。根据太湖站 2007—2015 年间在太湖 8 个点位监测结果,水体中 DO 浓度在 2.8~15.2 mg/L 之间^[51]。近些年多次在梅梁湖、贡湖实测得到泥—水界面上的 $DO > 5.0$ mg/L。而 2022 年 8 月 24 日在符渡港进行昼夜实测,发现白天测到的 DO 值在 5~9 mg/L 之间,但在凌晨 4 点 DO 降低到 2 mg/L 以下。同样的情况还出现在东太湖围网养殖区的底泥表面,在夜间—凌晨 $DO < 2.02$ mg/L。太湖底泥有机质含量高的局部区域在入夜到黎明之间的局部时段底泥表面会形成缺氧

甚至是厌氧环境,而这些缺氧/厌氧环境发生的时空规律需要进一步研究确认。

② 吸附/解吸:主要是底泥颗粒作为矿物,因其表面的化学特性产生的对水中正磷酸根离子的吸附/解吸过程。吸附是指水中的溶质通过表面作用附着到固体表面上的过程,解吸是吸附的逆过程。沉积物对水体磷酸根的吸附,主要是沉积物中的黏土、铁铝氧化物、碳酸钙等矿物颗粒对磷酸根的特异性吸附,其中尤以铁铝氧化物的吸附作用最为强烈。底泥无机颗粒主要是细颗粒的黏土矿物(高岭石、蒙脱石、伊利石等),粉质颗粒主要是石英、长石、云母、碳酸钙(石灰岩碎屑)等矿物,根据流域地层的特点有时也会有少量钙镁矿物(方解石、白云石、菱镁矿)、铁氧化物(赤铁矿、磁铁矿)、磷酸盐矿物(磷灰石、白磷灰石)、硫化物矿物(黄铁矿、黄铜矿等富含硫元素的矿物)^[52]。细颗粒的黏土矿物具有层状结构,使得其表面具有一定的孔隙和吸附位点,这些位点能够与磷酸根离子形成化学键,从而将其吸附在颗粒表面。蒙脱石吸附磷酸盐的能力更强一些。而作为硅酸盐矿物,石英、长石、云母对磷酸根的吸附作用非常弱。来源于石灰岩的碎屑不直接吸附磷酸根离子,但磷酸根离子浓度较高时可以与石灰岩中的碳酸钙发生沉淀反应,形成磷酸钙沉淀,属于化学沉淀,这个过程被称为磷酸钙矿物沉淀。这种磷酸钙矿物中包含了磷酸根离子,但这并不是吸附作用。铁氧化物对磷酸根离子具有较强的吸附能力,在底泥及水中以微细颗粒存在,对于磷的吸附和解吸具有重要作用。底泥对磷的吸附特性可以用 Langmuir 或 Freundlich 方程很好地描述^[53]。Detenbeck 等^[54]对 Little Rock Lake 底泥的研究发现,当 pH 值从 6.0 变为 4.5 时,由于沉积物所束缚的磷增加,平衡时水体磷浓度估计可减少 88%~91%,即在以铝结合态磷为主要无机磷的底泥中,pH 值的降低会增加沉积物对磷的吸附过程。Slomp 等^[55]对北海 8 个氧化状态的沉积物进行吸附特性研究,发现不同类型沉积物对磷酸盐的吸附容量存在很大的差异。Holdren 等^[56]还发现,碳酸钙类的湖泊沉积物中铁、磷、有机碳含量低于普通湖泊,且后者对加入的无机磷表现出更高的吸附性能。太湖会出现季节性的 pH 值变化,这种变化会引起一定量的吸附/解吸,而上、下水层之间存在的 pH 值、溶解氧的差异可能也会造成颗粒物在沉降一再悬浮过程中发生吸附/解吸。太湖的沉积物主要分为湖相沉积物(软泥)和海相沉积物(硬底板)两种^[57],均以黏土矿物为主,且均对磷酸根具有一定的吸附作用。

pH 对底泥磷的吸附/解吸会产生控制性的作用^[58]。对碳酸钙以外的湖泊沉积物而言,pH 在中性范围时,沉积物释磷量最小。水体 pH 会影响磷酸根的存在形式,当磷以 H_2PO_4^- 为主要成分存在时,底泥的吸附作用最大,此时底泥中镁盐、硅酸盐、铝硅酸盐以及 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 胶体都可参与吸附作用。高 pH 有利于磷酸根离子从 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 胶体中解吸,而使更多的磷酸根释放到水体。当 pH 继续升高后,磷酸根释放不再继续增加,此时控制磷酸根的将是化学沉淀作用,特别是在 Ca 丰富时会形成磷灰石沉淀,使得磷酸盐含量无法继续增加。王颖等^[59]以三峡水库主要支流表层沉积物为对象,研究了 pH 值对不同沉积物磷吸附释放的影响,结果表明,中性条件下磷释放量最低,酸性条件下磷释放量大于碱性条件,并指出水体酸化易增加三峡主要支流的磷释放风险。安敏等^[60]采用等温吸附解吸方法研究 pH 值(2~12)对海河表层沉积物吸附解吸磷的影响,结果表明 pH 值对磷的吸附影响呈 U 型,且随着 pH 值增大,磷的解吸量也增大,但过高的 pH 也会导致磷的吸附。张红等^[61]在对红枫湖的研究中发现,释放量随上覆水 pH 值的升高而增大,当 $\text{pH}=5.5$ 和 $\text{pH}=7.5$ 时,底泥磷的释放速度分别为 1.15 和 $1.25 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$;当 $\text{pH}=9.5$ 时,底泥磷的释放速度为 $4.57 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。石文平等^[62]对南方某水库的研究发现,pH 与底泥总磷的释放量呈抛物线关系。由于大量蓝藻生长利用水中 CO_3^{2-} 离子,太湖水体 pH 值从春季到夏季逐渐升高,秋、冬季又逐渐下降^[51]。这一过程在一定程度上形成年度内底泥磷的解吸释放以及到秋、冬季以后底泥对磷吸附的循环,但解吸/吸附量尚无研究能够明确。

③ 离子交换:离子交换是带有可交换离子(阳离子或阴离子)的不溶性固体与带有同种电荷离子的溶液之间置换离子的过程。湖泊水体中的阴离子可以与底泥中的磷酸根离子发生交换作用,能够发生这种交换的离子大多数为硝酸根离子(NO_3^-)和氯离子(Cl^-),属于阴离子交换。通过阴离子交换使底泥中磷酸根离子释放的原理虽然存在,但鉴于发生交换的阴离子浓度都比较低,这种阴离子交换引起的底泥释放并不是底泥-水界面上磷循环的主要机制。

从释放实验的结果来看,太湖底泥-水界面上溶解氧的变化对底泥磷的化学交换起到关键作用。在 $\text{DO}>2.0 \text{ mg/L}$ 时,一般难以观测到底泥中的磷向水中释放的现象,而 DO 小于 $1.0\sim 2.0 \text{ mg/L}$ 时会出现显著的磷还原释放过程。从化学交换过程来看,在氧化还原、吸附/解吸、离子交换三者之间,溶解氧降低后氧化还原

造成底泥磷的释放在太湖中似乎占有主导性的地位,而溶解氧则起到控制化学释放发生的“开关”作用。化学交换具有双向的特征,既可以氧化也可以还原,既可以解吸也可以吸附,离子交换也可以双向发生,因此一旦发生还原、解吸以及底泥中被交换的现象时就会形成磷释放的“净源”,相反则处于“净汇”状态。

1.3 底泥表面由于再悬浮产生的磷释放(过程3——再悬浮释放)

入湖河流会携带一定量的颗粒物,湖泊本身也存在浮游植物、浮游动物等颗粒物,这些颗粒物部分随出湖河流带离湖泊,部分悬浮在水体之中,而大部分通过沉降的方式进入湖泊底泥。无机颗粒物上吸附的磷、有机颗粒本身含有的磷也在沉积过程中一同进入底泥。受风浪的影响,沉降在底泥表面的颗粒物会发生悬浮,这一现象在浅水湖泊中尤为显著。伴随着这些颗粒物的悬浮,表层微细颗粒物中的磷进入水体,部分表层沉积物间隙中的溶解态磷也被混合进入上覆水体^[63]。这种现象在20世纪后期受到较多的关注,一般被称为再悬浮释放。风生流等水动力作用于沉积物表面,当剪切和紊动作用力超过沉积颗粒保持稳定的临界值后,颗粒会被剥离底床。频繁的动力扰动使得沉积物表层数厘米成为物质交换的活跃层。秦伯强等认为太湖的活跃层厚度为5~10 cm^[64], Reddy等^[65]对美国 Lake Apopka(水深平均为2.7 m左右)进行研究,认为其活跃层在8 cm左右。活跃层不断发生底泥颗粒物的悬浮与沉降,沉积物中溶解态及颗粒态的营养盐也随着沉积物的悬浮而进入上覆水体。太湖底泥再悬浮过程的研究主要采用现场观测、室内模拟和数学模型计算3种方法。室内模拟实验是目前应用最广泛的方法。李一平等^[66]利用环形水槽产生均匀水流,研究了不同流速下底泥的悬浮和释放规律,建立了实验条件下太湖底泥中总氮、总磷的释放通量与水流的关系。朱广伟等^[67]使用波浪水槽研究了波浪作用对太湖沉积物悬浮及N、P营养盐释放的作用规律,发现当波浪强度大于表层底泥启动的临界波高时,能够显著改变水体磷、氨氮、溶解氧浓度,大波的影响强度显著大于小波。大波掀沙作用初期会引起氨氮和溶解态反应性磷(SRP)浓度发生显著变化。罗淑葱等^[68]使用波浪水槽研究了不同波浪扰动条件下太湖梅梁湾沉积物-水界面的营养盐通量,发现波浪造成水体中营养盐浓度的急剧升高,但微扰动下水体的部分营养盐(如溶解性总磷和溶解态反应磷)浓度也会降低。高永霞等^[69]通过搅拌装置模拟了底泥再悬浮对太湖梅梁湖磷释放的影响,发现大风浪扰动初期能引起浅水湖泊中颗粒态和溶解态营养盐浓度的迅速提高。但持续风浪会导致水体富氧、水中颗粒物粒度不断细化、颗粒物中的有机成分比例不断增高等现象,悬浮颗粒物对活性磷的吸附能力也相应提高,但两种作用相互消减使得风浪扰动后期水体活性磷浓度的增幅并不明显。范成新等^[20]通过震荡实验研究再悬浮到上覆水中的颗粒物对水体磷的影响,结果表明因物化转化对水体内源磷负荷的贡献几乎可以忽略,贡献主要来自有机磷生物转化为可溶性无机磷的矿化作用。尤本胜等^[70]研发了Y型沉积物再悬浮发生装置,结合现场实测风速和悬浮物含量建立太湖实际风速和装置参数的对应关系,使用装置估算了2004年10月—2005年10月间太湖小风、中风和东风引起的总悬浮物量分别为159、130和425 mg/L。Y型沉积物再悬浮装置同时也在沉积物氮、磷释放研究中得到了应用^[71]。

从这些研究来看,使用室内模拟装置来产生可控的水动力条件是目前研究底泥再悬浮最普遍的方法,但还很难将室内实验的水动力与实际湖泊水动力之间进行匹配。一方面太湖面积大而浅,风生流成为主要的水动力驱动因子,不同湖区、不同季节太湖本身的动力差异仍不够明确;另一方面,室内一维或二维扰动产生的动力场强度如何与实际湖泊相对应也是难点。针对底泥再悬浮的研究,大多数还关注了总磷的悬浮增加情况,由于微囊藻等浮游植物并不能使用颗粒态磷,因此溶解态磷(生物直接利用磷)的释放更应该得到关注。在扰动过程中,颗粒态磷悬浮、风浪静止后又发生沉降,对太湖生物有效磷的影响很小。而悬浮起来的颗粒在水中是否发生氧化/还原、吸附/解吸则会对水中生物有效磷的浓度产生影响,这一过程更应该受到关注。此外,风浪的扰动会将底泥“活跃层”间隙中的溶解态磷释放出来,使得底部“边界层”中的磷向上部水层迁移,这些作用会增加湖水中的生物有效磷,也是再悬浮与Fick释放复合的过程。

1.4 悬浮物的再沉降(过程4——悬浮再沉降)

受水动力作用从沉积物中悬浮起来的颗粒,随着水动力作用的减弱,逐渐开始沉降。在动力作用消失后,悬浮物会沉降到底泥表面,在下次风浪来临时再发生悬浮。再悬浮颗粒发生沉降过程中颗粒上携带的磷从水中沉降到底泥表面,水中的颗粒态磷会明显减少。由于颗粒周围的环境发生变化,自身携带的磷会出现氧化/还原、吸附/解吸等过程,所以沉降过程也会影响水体中溶解态磷浓度。

扰动作用在导致颗粒发生再悬浮的同时对再沉降也产生影响。李涛和王东升^[72]使用光散射分析仪对扰动下水柱中的颗粒进行观测,发现扰动强度越大水体中颗粒物越多,颗粒物质的增加促进了颗粒物的运动、碰撞,从而使得底泥颗粒物再悬浮的同时也可能发生颗粒物絮凝增大的过程,尺寸增大的颗粒物更易于沉降。彭进平等^[73]使用环形水槽对水动力过程后水体磷的变化进行了研究,发现在水动力过程后,总磷浓度会因含磷颗粒的沉降逐渐下降,溶解态总磷在水动力初期因悬浮物的脱附增多,继而随着吸附和沉降作用而减少,足够长时间的静置沉降后,由于沉积物的释放作用而略微增加。孙小静等^[74]通过室内搅拌扰动实验模拟水体受到持续扰动后静置沉淀的过程,研究关注了胶体态磷(colloidal phosphorus)和小分子溶解态磷(能通过1000 Da相对分子质量超滤膜的磷,文中称为真溶解态磷)的行为,采用太湖梅梁湾北部三山岛附近的底泥进行实验,胶体态磷占比为16%,水动力扰动初期可引起底泥颗粒态磷向水中大量释放,当扰动停止后,大颗粒迅速沉降,而胶体态磷沉降缓慢,逐渐占到总磷的50%左右。在扰动后的静置阶段,胶体发生絮凝现象并在沉降过程中将部分已吸附的真溶解态磷解吸释放到水中。经过整个扰动—静置过程,水体中真溶解态磷浓度超过初始值。胶体及其絮凝现象的存在使再悬浮过程中颗粒物吸附态的磷得到释放。而实际太湖底泥以及再悬浮过程中胶体态磷及其絮凝、解吸过程尚未见报道。由于太湖风生流发挥主导性的作用,而研究再悬浮—再沉降过程中溶解态磷的变化极为重要。

1.5 底泥表面由于生物作用向上覆水中产生的磷释放(过程5——生物释放)

由生物作用导致底泥向上覆水中产生的磷释放可分为水生动植物作用和微生物作用。沉积物中生存着大量的底栖生物(如水生昆虫幼虫、环节动物和甲壳类动物)^[75-76]。底栖生物的活动会影响沉积物孔隙水中的磷酸盐浓度^[77]。当这些生物在沉积物中活动和觅食时,它们会向孔隙水中排泄可溶性磷酸盐化合物。与此同时,底栖生物腐烂的有机体所释放出来的有机磷也会进一步改变孔隙水中的磷酸盐浓度。

覃雪波等^[78]对沉积物中的生物扰动作用进行了综述,讨论了生物扰动对沉积物中污染物的影响。认为生物扰动对沉积物中SRP的促进/抑制释放关系,不仅取决于生物扰动者,还与沉积物特点相关。Mermillod-Blondin等^[79]的研究表明,颤蚓的生物扰动使得沉积物向水体释放的SRP提高了190%。Swan等^[80]发现在溶解氧较低的水平下,琥珀刺沙蚕的生物扰动造成SRP的释放速率提高了60%~70%。然而有些底栖动物的生物扰动却抑制了SRP向水体释放^[81],如水丝蚓的生物扰动不但没有促进沉积物中SRP向水体释放,还抑制了沉积物中SRP的释放^[82]。章磊^[83]的研究发现,太湖草型湖区和藻型湖区沉积物中不同形态磷的含量和垂向分布情况都存在差异。微生物作用方面,藻类的繁殖、生长和死亡过程会将大量溶解态磷带到沉积物中,这些磷在真菌、细菌等作用下分解后再进入到底泥—水的磷循环中。王华林^[84]对底泥菌群的分析表明,细菌群落系统发育多样性与有机磷呈现显著正相关,且这一响应关系会受到季节的影响。钱燕等^[85]在华中农业大学青年湖采集底泥样品,使用重金属和甲醛分别抑制微生物活性,与未处理自然底泥组进行对比实验,发现当控制环境条件一致时,细菌的生理活动会通过改变pH值、离子交换和矿化作用加速底泥中磷的溶解释放,导致底泥总磷含量下降和上覆水磷浓度升高。底泥—水界面的溶解氧状态会影响底泥微生物的活性,从而加速或抑制内源磷的释放。在湖泊冰封期间,整体处于厌氧环境,底泥中厌氧微生物活性增强,将底泥中的有机质厌氧降解,释放有机磷,同时亚铁离子的增加也使铁离子结合态磷大量释放到水中^[25,86]。Cao等^[87]研究了有氧环境的底泥—水界面,发现底泥中微生物对磷的吸收要大于对磷的降解,并且在碱性水条件下微生物会加快内源磷的释放。

虽然诸多研究都关注了大型底栖动物(如水生昆虫幼虫、水丝蚓、颤蚓等)、底泥微生物对底泥磷释放产生影响的机制,但对这些影响还不能进行定量评价,导致其在整个太湖磷循环中发挥的作用难以评估。就太湖而言,大量生长、繁殖、聚集的微囊藻对底泥磷释放的影响不可忽视^[88],在太湖西岸由于微囊藻及其分解产物在底泥表层中明显聚集,底泥—水界面出现厌氧环境,引发底泥磷还原,从而产生显著的化学释放,这一生物过程不能小觑。太湖鱼类在繁殖—生长—死亡过程中通过生态系统将磷转化入底泥的过程在磷循环中也起到重要作用。太湖自2019年底全面禁渔以后,鱼的存量从10万t左右上升至20万t,鱼增量所固定的磷约为300~400t。而一些一年生的鱼类(如银鱼)、以及自然死亡的鱼类则会携带的磷转化入底泥,这一生物过程对太湖底泥—水之间的磷循环起到重要作用。而胥湖、东太湖等水草繁茂区,水草的生长会吸收一定量的磷,水草死亡后会以有机物和有机磷的方式进入底泥。水草繁茂区底泥有机质含量会达到8%~

10%,在水草季节性衰亡期,这些部位的底泥—水界面出现厌氧现象,以还原的方式向水中释放磷。

2 湖泊内源磷源汇过程的实验测定及估算方法

2.1 总量平衡法与底泥释放量(总源计算)

湖泊中磷的量可以通过磷的总量平衡来计算,这种方法在一定程度上可以提供关于磷的输入、输出以及水与底泥之间磷的转化信息,能够建立起湖泊总体磷循环的宏观过程^[89]。通过总量平衡能够明确磷在底泥—水之间的主要流动方向,当外源污染负荷较重时,水中磷主要是向底泥中沉降和氧化/吸附等,这种过程称为磷“汇”,而底泥中的磷向上覆水中进行释放、还原/解吸成为主过程则被称为磷“源”。磷在底泥—水之间的迁移方向对于理解湖泊中磷循环以及污染控制具有重要意义。

Kelderman 博士在研究荷兰 Lake Grevelingen 的富营养化问题时利用质量衡算模型对该湖水体的总磷进行了质量衡算^[90],公式如下:

$$V_b \cdot c_b + L \cdot c_L \cdot \Delta t + I \cdot c_i \cdot \Delta t + N \cdot c_n \cdot \Delta t = V_e \cdot c_e + U \cdot c_u \cdot \Delta t - (M - A) \Delta t \quad (6)$$

式中, V_b 和 c_b 为初始贮水量和总磷浓度, L 和 c_L 为时间段内地表径流量及其总磷浓度, I 和 c_i 为时间段内入湖径流量及其总磷浓度, N 和 c_n 为时间段内湖面降水量及其总磷浓度, V_e 和 c_e 为时间段末贮水量和总磷浓度, U 和 c_u 为时间段内出湖径流量及其总磷浓度,迁移量 M 和积累量 A 之间的差值表示底泥与水的交换量。使用该方法对 1973—1977 年间 Lake Grevelingen 的磷平衡进行计算,得到湖内底泥年均释放量为 15 t,占外源输入的 27.6%。

磷平衡计算是研究底泥—水之间磷交换的重要方法,国际上采用过总磷平衡的方法来分析很多重要湖泊中磷的输入、输出和储存量变化,如美国的华盛顿湖、伊利湖,日本的琵琶湖,中国的太湖等(表 1)。磷平衡计算中,输入量和输出量是学者共同关注的问题。由于侧重点不同,沉降、生物转化等湖内转化关系不明确等原因,一些研究中并未对底泥释放量进行明确,因此可以使用滞留率(滞留量/总输入量 $\times 100\%$)来明确底泥的“总源”“总汇”关系。

1960s,美国华盛顿州的华盛顿湖出现富营养化问题。研究人员使用总磷平衡计算来估计磷的输入(降水、入流河流)和输出(出流河流)以及湖泊中的磷储存变化^[91],发现湖泊内总磷与输入量密切相关,1969—1978 年间总磷在湖内的平均滞留量为 37.64 t,滞留率达 59.1%。

Havens 和 James^[92]对位于美国佛罗里达州的奥基乔比湖(Lake Okeechobee)1973—2002 年期间的磷质量平衡进行了计算,得到年均外源输入量为 499 t/a,输出量为 174 t/a,滞留量为 297 t/a,平均滞留率为 71.6%,湖水中的磷存量约为 415 t。

国松孝男^[93]分别对日本琵琶湖(Lake Biwa)北湖和南湖进行了磷的平衡计算。结果表明,北湖入湖河流输入磷 202.9 t/a,向南湖流出 40.6 t/a,生物转化去除量为 12.94 t(包括鱼获移除 6.3 t、外来鱼去除 2.0 t、鸟类捕食 4.6 t、水草收割去除 0.04 t),滞留量为 149.36 t/a、滞留率达到 74%左右,北湖总磷常年波动不大,因此底泥与水之间的主要过程是“总汇”。而琵琶湖南湖除北湖流入的 40.6 t/a 外,流域河流输入 34.3 t/a,总输入量为 74.9 t/a,向下游濑田川流出 92.8 t/a,生物转化去除量为 1.6 t/a(主要是收割水草去除),滞留量为 -19.5 t/a,可以明确底泥与水之间主要过程是“总源”,而底泥释放占外源输入的 26%左右。

Bocaniov 等^[94]在美国国家海洋和大气管理局(NOAA)支持的“Lake Erie Ecosystem Priority”项目中进行了磷平衡的研究。2003—2006 年间,伊利湖外源输入磷平均值为 10125 t/a,降水和大气输入 992.1 t/a,通过尼亚加拉河和运河输出 4997.1 t/a,磷滞留率为 44.9%,整体上大量的磷滞留于湖泊。同时,作者假定所有颗粒态磷都发生沉降或沉积,年滞留量可以达到 9675.7 t/a,基于该假定进行磷平衡计算,伊利湖底泥释放量为 3562.6 t/a,处于“总源”的状态。

日本印旛沼(Lake Imbanuma)是千叶县的重要水源地,汤浅岳史等^[95]基于 1998—2002 年间的水量水质数据对磷的平衡进行了计算。入湖河流输入磷 106 t/a,出湖河流输出 58 t/a(包括用水 34 t/a、排水 14 t/a),滞留量为 58 t/a,滞留率为 54%,而水中磷存量为 23 t/a。从这个平衡来看,印旛沼底泥与水之间主要过程也是“总汇”。

松梨史郎等^[96]对日本手贺沼的磷收支进行了计算,发现年均入湖河流磷输入量为 210 t/a,出湖河流输

出量为 93.8 t/a, 平均滞留率为 45%。但通过湖泊总体磷循环模型计算, 认为在总体滞留、“总汇”的背景下, 底泥仍然有 34.2 t/a 的净释放量, “净源”仍然存在。

新西兰福赛斯湖 (Lake Forsyth) 是一个小而浅的沿海湖泊, 具有重要的文化和娱乐价值。研究采用了分集水区尺度的质量平衡方法对湖泊的磷收支情况进行了计算, 并考虑了总磷和溶解性活性磷的通量。15 个月的研究期间, 外源输入总磷 9141 kg (其中颗粒态磷占比为 80%), 输出总磷 2780 kg, 磷的滞留率为 69.6%^[97]。

而关于太湖磷平衡的研究也有很多报道, 黄绍基等^[98]参考 Kelderman 的研究, 对太湖进行了磷平衡计算, 得到 1980 年太湖磷输入量为 240 t/a, 输出量为 403 t/a, 底泥磷的释放量为 205 t/a, 底泥释放带来的内源性磷占全年进入太湖水体总磷量的 46.2%。从这一计算使用的数据中看出, 当时入湖磷浓度明显低于出湖磷浓度, 数据体现出入湖水水质好、出湖水水质差的内源释放特点, 应该属于“总源”的状态。而 Xu 等^[99]使用质量平衡模型对太湖 2005—2018 年间长期的营养成分进行了计算, 发现太湖磷的滞留率为 63%, 处于“总汇”的状态, 但作为“净源”的底泥释放贡献约为 380 t/a。

从这些总量平衡的计算来看, 大多数湖泊都有相当量的磷滞留于湖体内部, 滞留率约为 45%~70%。从整个湖泊的磷平衡来看, 大多数湖泊表现出“磷汇”的特征, 也可以认为湖泊本身存在将河流携带而来的磷转化为沉积物中磷的地球化学过程。而总体磷平衡出现负值, 能够直接判断底泥释放的只有日本琵琶湖的南湖和 1950s 的太湖。而其他几个研究得到的底泥释放量都是基于一些磷循环的假定而计算出的结果。滞留于湖泊中的磷有的通过颗粒态磷沉降、沉积, 属于物理转化; 还存在氧化/还原、吸附/解吸等化学转化; 也有一些磷通过浮游植物、沉水植物、挺水植物吸收利用, 发生生态系统内部的转化, 变成鱼、虾等水生动物体内成分, 属于生物转化。如果有水草打捞和渔业捕捞, 这些部分也可以从湖体中转出。大多数总磷平衡计算难以对湖内的物理、化学、生物转化的量进行直接计算, 所以很难得到底泥向水中的释放量。因此磷平衡仍然限于理解整个湖泊有大量磷滞留的趋势和结果, 无法确定具体泥-水界面上发生沉积/释放的量。

表 1 总量平衡法计算湖泊的磷收支情况

Tab.1 Phosphorus budget in the lake calculated by the total mass balance method

湖泊	国家	时间	入湖 量/(t/a)	出湖 量/(t/a)	滞留 率/%	底泥净释放 量/(t/a)	文献
华盛顿湖	美国	1969—1978 年	148.5	51.4	59.1	—	Edmondson 和 Lehman ^[91]
奥基乔比湖	美国	1973—2002 年	499	174	71.6	—	Havens 和 James ^[92]
琵琶湖(北)	日本	2015 年	202.9	40.6	74	—	国松孝男 ^[93]
琵琶湖(南)	日本	2015 年	74.9	92.8	-26	19.5	滋贺县 ^[100]
伊利湖	美国	2003—2006 年	10125	4997.1	44.9	3562.6*	Bocaniov 等 ^[94]
印旛沼	日本	2005 年	106	58	54	—	湯浅岳史等 ^[95]
手贺沼	日本	2001 年	210	93.8	45	34.2*	松梨史郎等 ^[96]
福赛斯湖	新西兰	2012—2014 年	0.91	0.28	69.6	—	Waters 和 Webster-Brown ^[97]
太湖	中国	1980 年	240	403	-68	205	黄绍基等 ^[98]
太湖	中国	2005—2018 年	2332	881	63	380*	Xu 等 ^[99]

* 并不是磷平衡计算的结果, 是根据模型计算或者磷沉降量、释放系数进行假定得到的释放量。

2.2 静态、动态释放实验与底泥释放量

在实验室内研究底泥-水之间关于磷的输出-输入关系时, 经常采用静态释放实验和动态释放实验。静态释放实验大多数采用一维柱状实验, 主要是研究各种控制条件下底泥中磷向水中释放的规律, 这些控制条件包括底泥的性质、温度、DO、pH 等, 研究的是特定条件下底泥磷的释放速率。动态释放实验是模拟实际湖泊的环境条件, 实验过程中实验参数会随时间根据实际湖泊而发生变化, 或者考虑水流、风浪、季节的变化而进行的实验, 目的是能够在更加接近实际湖泊的变化环境条件下研究底泥-水之间磷的转化关系。

2.2.1 静态释放实验 静态释放实验是实验室条件下研究底泥释放规律及释放量的常用方法, 样品通常为使

用柱状采样器获得的原位底泥,上覆水一般采用经过抽滤处理的原位水,避免水中悬浮颗粒对实验结果造成影响。除了简单地使用原状底泥和上覆水进行释放实验外,通过控制曝入气体的种类和时间,可以调控装置内的溶解氧浓度和氧化还原电位,水浴槽或其他温度控制装置可以控制装置的温度,用以模拟不同季节的温度条件,大多数研究都采用图3所示的装置。

通过静态实验可以得到特定环境条件下的底泥释放速率,进一步绘制底泥释放曲线,底泥释放速率即为曲线的斜率(图4)。一般现场取回的底泥和水在实验室制成底泥-水的柱状实验模型时,注入湖水的初期会出现一个水质不稳定的预备期,总磷浓度明显上升,这个预备期会持续约1~3 d,预备期结束后保持稳定的释放过程。日本水底质净化技术协会在《底质的调查实验手册》^[101]中明确规定应采用稳定期的斜率进行释放速率的计算。

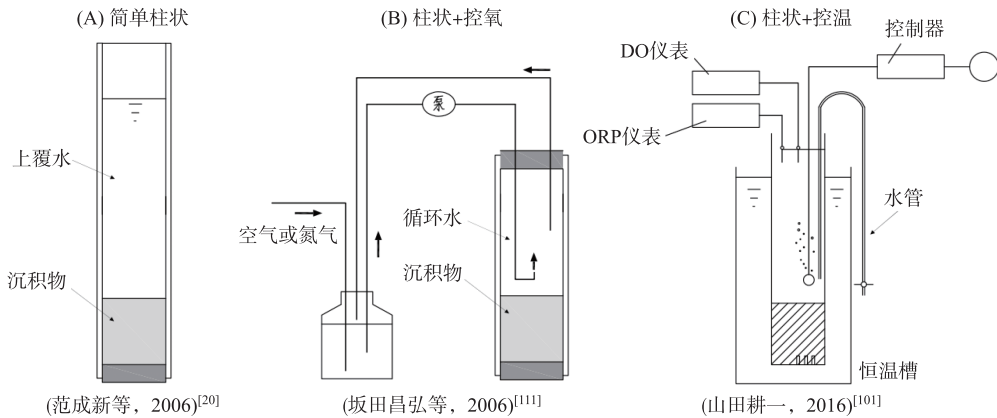


图3 静态释放实验装置

Fig.3 Experimental setup for static release of sediment

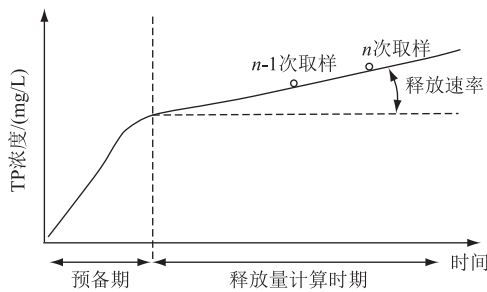


图4 底泥释放实验总磷浓度-时间的关系

Fig.4 Relationship between water total phosphorus concentration and time in the release experiment

由于采集样品时导致上覆水减少,溶出量可以通过公式(7)进行计算:

$$R = \frac{\sum (V - \sum V_{n-1}) (C_n - C_{n-1})}{A} \quad (7)$$

式中, R 为释放量(mg/m^2), V 为初始上覆水量(L), V_n 为第 n 次的采水量(L), C_n 为第 n 次的浓度(mg/L), A 为底泥面积(m^2)。

国内外使用静态释放实验进行底泥磷释放的研究比较常见,但实验所控制的参数不同,尤其是在 DO 和实验时间上体现出较大的差异。大多数实验是为了理解特定环境参数下底泥是否向水中释放以及释放的强度,也有一些研究将释放速率与湖泊总体的释放量进行了联系。国内外采用柱状释放实验研究底泥磷释

放的条件和结果如表 2 所示。

理论上静态释放实验的目的应该是理解底泥在什么样的环境条件下,底泥的磷和上覆水之间发生何种交换关系,从而对理解实际湖泊中底泥-水关系发挥作用。从表 2 来看,关注温度影响的实验较多,而对 DO 的影响似乎关注较少。而实际湖泊中氧化/还原环境的变化对底泥化学释放起到非常大的作用,DO 的影响应该得到更多的关注。从实验时间来看,日本的研究多数持续较长时间,而国内的一些实验时间似乎偏短,有可能实验还处于释放预备期,得到的释放速率可能会偏大。静态释放实验可以理解某种特定条件下底泥的释放规律,即在这样特定条件下会发生“净源”的潜力。而实际湖泊的环境条件变化很大,用静态释放速率计算整个湖泊的磷释放量必然会出现“净源”和“总源”之间的差异。

表 2 柱状释放实验研究底泥磷释放的条件及结果

Tab.2 Conditions and results of sediment phosphorus release in the release experiment

湖泊名称	泥厚/ cm	水柱高度/ cm	DO	温度/℃	实验 时间	释放速率/ (mg/(m ² ·d))	释放总量/ (t/a)	参考文献
太湖	≥25	30	—	5、15、20	3 d	—	325.8~1473.0	范成新等 ^[20]
红枫湖	4	—	<2 mg/L	5、15、25	30 d	0.41/0.87	12.9	
滇池	—	—	—	—	—	—	74.9/380.2	
南四湖	≥30	20	—	室温	5 d	0.30/2.70	—	王志齐等 ^[102]
滇池(福保湾)	≥25	20	—	14/16	3 d	0.90/2.06	0.79±0.53	李宝等 ^[103]
太湖(梅梁湾)	30	24	—	25	6 d	0.584	—	范成新等 ^[104]
太湖(五里湖)	30	24	—	25	6 d	2.05	—	
濠湖	28/30	500 mL	考虑	5、15、25、35	21 d	—	10.65	范成新 ^[105]
骆马湖	20/35	30	—	5、15、25、35	4 d	0.054/0.531	12.5±0.95	范成新等 ^[106]
太湖(东太湖)	—	30	好氧	采样时水温	3 d	2.06±1.71	—	张路等 ^[107]
太湖(梅梁湾)	—	30	好氧	采样时水温	3 d	0.53±0.52	—	
玄武湖	≥25	2000 mL	—	5、10、15、25、35	7 d	—	2.094	龚春生等 ^[108]
諏访湖	<50	<50	考虑	15、20	25 d	2.00/16.4	—	本間隆滿和朴虎東 ^[109]
霞浦湖	—	—	好氧	25	—	0.8/17.6	—	石井裕一等 ^[24]
霞浦湖	1 g 干泥	500 mL	考虑	25、20	50 d	0.18	—	細見正明和須藤隆一 ^[110]
佐鸣湖	20	30	考虑	25	140 h	18.5/86.2	—	坂田昌弘等 ^[111]
迪芬贝克湖	—	200 mL	考虑	15	64 d	0.17~20.28	—	本間隆滿和朴虎東 ^[109]
Lake Arreso	20	80	考虑	18	42 h	11~13	—	石井裕一等 ^[24]
真司湖	—	500 mL	考虑	25	—	1.6~13.2	—	細見正明和須藤隆一 ^[110]
奥农达加湖	25	700 mL	考虑	8、4	14 d	3~38	—	坂田昌弘等 ^[111]

2.2.2 动态释放实验 动态释放实验是模拟实际湖泊的环境条件,实验过程中实验参数会随时间根据湖泊的实际情况进行调整,或者考虑水流、风浪、季节的变化而进行的实验。关于太湖也有一些类似于动态示范的研究。张路等^[107]考虑季节性水温动态变化影响,通过采集太湖原位柱状样,并使用采样时的水温在室内开展模拟太湖水温变化的释放实验,发现冬、夏季磷释放速率相差极大,东太湖夏季(6—8月)平均释放速率(7.7 mg/(m²·d))是冬季(0.17 mg/(m²·d))的 45 倍。刘静静等^[112]对杭州西湖沉积物内源释放进行了季节性研究,在春、夏、秋、冬季使用不同温度开展磷释放实验,发现释放速率分别为 0.340、0.518、0.094、-0.037 mg/(m²·d),冬季沉积物表现出磷的“净汇”特征。

太湖属于大型浅水湖泊,风的强烈扰动影响底泥与水之间的关系,因此更多的动态释放实验考虑了水流、风浪及扰动对底泥-水关系产生的影响。这种考虑风浪扰动的实验一般也称为再悬浮释放实验。秦伯强等^[11]、李一平等^[113]对太湖湖流和波浪引起的底泥侵蚀和营养盐释放进行了野外观测,认为风速>6.5 m/s 时,太湖底泥将会发生大面积悬浮,一次风浪可能导致水体溶解性磷浓度升高 0.005 mg/L。但由于野外调查条件复杂,成本较高,使用室内模拟装置来研究水动力对磷释放的影响成为多数研究的选择。室内水动力模拟的典型装置可总结为图 5。

从图 5 可以看出,对湖泊动力学的模拟主要有层流、破浪作用、剪切流和湍流几种形式。東野誠和神田徹^[114]以及王道增等^[115]使用的装置本质上都是产生稳定的剪切流动,当作用于底泥表面的剪切力大于底泥临界启动的剪应力时,表层底泥发生再悬浮进入水中。由于实际湖泊中除了具有稳定流向的湖流以外,随机风场引起的波浪作用也是底泥发生再悬浮的重要原因,因此松梨史郎等^[96]引入了波浪水槽装置进行研究。而使用翼板或桨叶旋转产生的扰动(D/E)并不对应实际中的某种工况,是一种等效的模型。范成新^[117]根据太湖的实际风速和再悬浮情况,依据现场实测数据和实验室扰动结果,使用浊度作为评价指标,使用图 5E 所示的 Y 型再悬浮装置滤定了转速和风速的关系,这种简单易操作的装置在研究再悬浮对水质的作用方面有一定的优势。

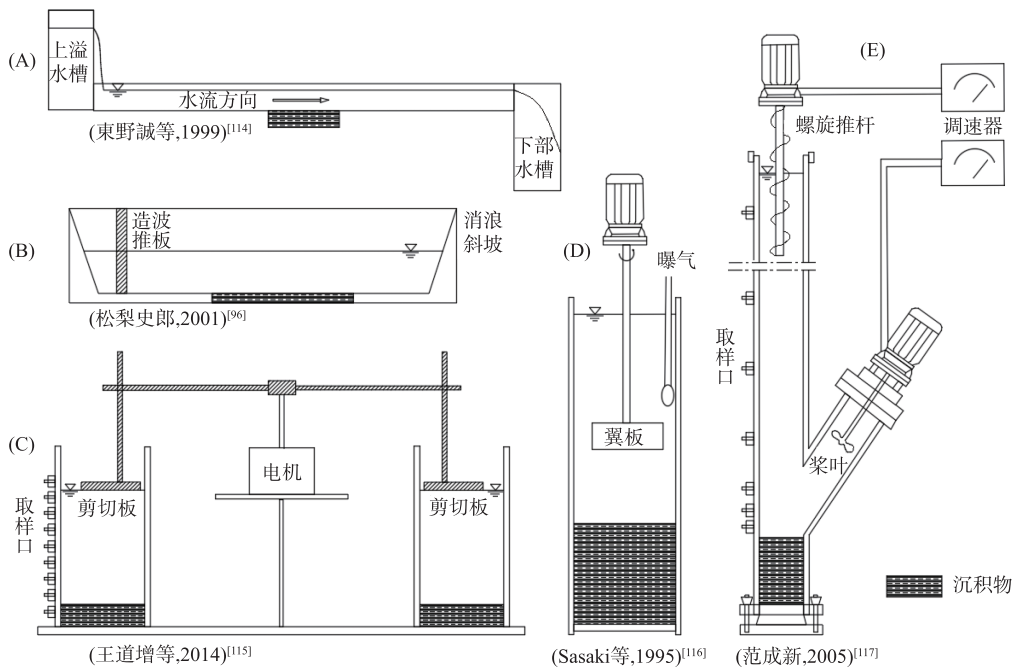


图 5 考虑水动力扰动的室内再悬浮实验装置

Fig.5 Laboratory resuspension experimental setup considering hydrodynamic disturbance

再悬浮导致太湖底泥释放磷的量(净源)是学者十分关注的问题。秦伯强等^[118]基于野外调查数据,结合室内释放实验^[119],认为在大型浅水湖泊中,频繁的风浪等动力条件造成沉积物表层的颗粒物出现动力悬浮,同时间隙水中的营养盐向水中释放,可造成较大的动态释放。以强烈风生流扰动条件下的实验得到的动态释放速率来计算太湖总磷年释放量,可达到 21000 t/a^[11]。显然这是一种极限状态的释放实验。逢勇等^[120]计算出风生流扰动造成太湖底泥年均释放进入水体的总磷约为 275.5 t/a;胡开明等^[121]通过建立底泥再悬浮通量、风速、静沉降通量之间的关系,估算了太湖内源动态释放通量约为 564.35 t/a。由于实验条件、实验方法等不同,各个研究得到的再悬浮释放量差异较大(表 3)。而这些实验得到的结果可以作为太湖在某种设定风浪扰动条件下可能出现的结果。因为风浪消退后会出现再沉降的过程,而不同水域的底泥、风浪、水深都会有一定的差异,太湖的实际情况与各种模拟实验仍然存在较大的差异。

表 3 各种实验得到的太湖底泥再悬浮释放量
Tab.3 Resuspension release of sediment in Lake Taihu from experiments

实验装置	研究对象	TP 释放量/(t/a)	参考文献
波浪水槽	太湖	21000	秦伯强等 ^[11]
波浪水槽	太湖	275.5	逢勇等 ^[120]
矩形水槽/模型	太湖	564.35	胡开明等 ^[121]
振荡扰动	太湖	425.8	范成新等 ^[122]

风浪的扰动对太湖底泥—水之间磷的转化产生很大的影响,但是从“总源”“总汇”的角度来看,动态实验考虑的因素应该更接近实际湖泊。作为动态实验,风浪的动态应该在较长的时间尺度上考虑风浪的扰动—静止循环,也就是再悬浮—再沉降后水质中生物可利用的溶解态磷的变化。而环境参数的差异也应该予以动态考虑,厌氧—好氧环境不同时,扰动的影响可能出现差异,底泥的结构疏松与密实可能会导致对风浪的响应有很大的不同。

3 太湖磷的“净源”分析

3.1 从总量平衡看湖内磷的过程——“总源”和“总汇”问题

从总量平衡的角度来看,大多数湖泊都存在入湖河道输入的磷在湖内滞留的过程,其滞留率可以达到45%~70%,即大多数湖泊总体上都处于“总汇”的状态。然而这并不等于这些湖泊中没有底泥向水中释放磷的过程,季节性泥—水界面出现厌氧、区域性底泥严重污染、阶段性风浪扰动都有可能造成局部的、周期性的底泥中磷向水中释放的“净源”过程。在总汇的状态下“净源”在某一区域、某一时段仍然可以存在。“净源”的释放可能并不改变整个湖泊仍然是“总汇”的格局,即整体计算出水中磷向底泥转化的趋势。实际水中向底泥转化的量要再加上这些“净源”的量,而成为“净汇”。实际上大多数磷滞留的湖泊往往可能是处于“净汇”大于“总汇”的状态。

3.2 底泥—水界面的过程以及发生条件——“净源”的性质和发生条件

磷在底泥—水界面出现的5个过程中可以产生“净源”的有Fick扩散释放、化学交换、生物作用释放和再悬浮释放4个过程。而这4个过程可以分为恒常发生和有条件发生两种类型。Fick扩散释放应该是一种可恒常发生的过程,只要底泥间隙水中溶解态磷浓度和上覆水溶解态磷之间存在浓度差异,这个过程就可以发生。太湖底泥间隙水和上覆水之间溶解态磷浓度相差3~5倍,所以由底泥向水中进行的Fick扩散是恒常发生的,Fick扩散释放是能够稳定成为“净源”的一个过程。而化学释放属于“有条件发生”类型,底泥中的磷还原过程主要受底泥—水界面上DO的影响,DO<2 mg/L时这个过程有可能成为“净源”,而太湖底泥有机物含量高的区域一些时段会出现这样的过程。而底泥磷的解吸附释放主要受pH值的控制,pH小于4.5~5.0或大于7.5~9.5时底泥会出现显著的解吸释放而成为“净源”。太湖夏季蓝藻大量繁殖,会出现季节性的pH变化,因此解吸释放应该是季节性发生的过程。生物作用似乎还是比较恒常发生的,但有些生物过程可能是季节性、短期的。蓝藻的聚集死亡、水草的大量死亡等引起厌氧磷还原的现象常有发生,这也是个季节性的过程。鱼类产卵期在底部的扰动引起底泥悬浮释放、底栖生物活动引起底泥磷释放可能都是季节性的过程。这种生物扰动引起磷释放的条件和量依然需要进一步研究。再悬浮释放与风浪密切相关,也是属于“有条件发生”的类型,关键在于再悬浮释放—悬浮再沉降的过程中,水中溶解态的磷是否增加。如果增加,再悬浮就成为“净源”的一部分,如果减少,再悬浮反而成为“净汇”的一部分。

表4 太湖各种过程发生时释放速率的比较*

Tab.4 Comparison of release rates during different processes in Lake Taihu

过程	释放条件	释放速率/ (mg/(m ² ·d))
Fick 扩散	3~5 倍浓度差	0.01~1.01
pH	pH<5.5 或 pH>7.5	1.15~4.57
还原	DO<2 mg/L	1.03~13.11
生物作用	—	—
再悬浮(不考虑再沉降)	风速>5 m/s	49.16~184.9

*表中数据基于文献[11,49,122,126]计算和本研究实验得到。

3.3 底泥—水界面成为“净源”的条件

无论是恒常发生还是有条件发生,对过程发生时磷的释放速率进行整理,结果见表4。可以看出,恒常发生的Fick释放速率相对较小,在有条件发生的释放过程中,风浪引起的再悬浮释放速率是其他过程的50~100倍,但是再悬浮必然伴随着再沉降,与不能被生物利用的颗粒态磷在这个过程中的再悬浮—再沉降相比,水中溶解态磷的增加更加重要。除再悬浮以外,溶解氧浓度降低后底泥磷由于还原过程而产生的释放速率是最大的,可以达到Fick扩散速率的10倍左右,这一过程可在短期内释放较多的溶解态磷,应该是对湖泊水质影响最为显著的底泥—水界面的磷交换过程。

3.4 有条件发生的磷释放过程的判断

判断实际湖泊底泥是否发生磷释放对于内源治理具有重要的指导意义。从总量磷平衡上如果湖泊出现“总源”的情况,总体平衡上就存在内源磷释放的过程。当然,虽然通过数据难以进行全湖泊的磷平衡计算,但入湖河道磷浓度低于出湖河道磷浓度,湖泊大概率处于“总源”的状态,日本霞浦湖的北浦目前就处于这一状态。在磷平衡为“总汇”的湖泊中,要进行“净源”分析。恒常性的 Fick 扩散量可以通过现场采样、实验进行计算,如果其总量与入湖总通量比值较大,应该采用消减的措施。

对于“有条件发生”的类型,就要对湖泊的相关条件进行调查分析,溶解氧和 pH 是需要掌握的关键因子。在接近于湖泊实际环境因子的条件下进行柱状释放实验,判断化学释放是否发生以及释放的强度。对于再悬浮造成的释放,同样要对实际湖泊泥-水界面上紊流扰动强度以及变化规律进行监测或模拟,在接近于实际发生的水动力条件下进行扰动再悬浮-再沉降的循环实验,在多次扰动悬浮-静止沉降的实验过程中监测上覆水中溶解态磷是否增加,以评价再悬浮是否具有“净源”的性质。

3.5 太湖磷的“总汇”“总源”“净汇”“净源”问题

太湖的源汇问题首先应从太湖年内磷平衡的角度来考虑(图 6)。太湖入湖河道输入与出湖河道输出之间磷滞留达到 1200 t 左右,太湖水中赋存磷的量约为 500 t^[6],从这一平衡来看太湖处于“总汇”状态。太湖磷在湖内的转化中,蓝藻利用约 100 t^[123],2019 年之前鱼的捕捞每年带出约 200 t^[124],蓝藻和水草打捞出约 80 t^[125],除去这些转化量外,仍有 800 t 左右的磷不知去向,应该是“净汇”的组成部分。但在这样的“总汇”状态下仍然存在一定量的“净源”,Fick 扩散释放量约为 120 t^[126]。在湖西区湖泛常发地带可以观测到底泥-水界面上 $DO < 2.0 \text{ mg/L}$ 的情况,说明这些区域存在还原性释放,这种类型的“净源”是存在的。而夏季由于蓝藻大量繁殖,pH 升高,新港等部位密度 $< 1.2 \text{ t/m}^3$ 的浮泥在风浪作用下大量再悬浮,围网养殖、水草死亡、蓝藻堆积造成底泥有机质含量居高不下而出现时段性厌氧等现象,这些现象都可以在局部区域、局部时段满足“有条件发生”的释放。因此除恒常发生的 Fick 释放以外,也存在其他“净源”。而太湖的“净汇”就是“总汇”+“净源”,大于平衡计算总汇 800 t 的数据,即实际水体向底泥中转化的磷还要加入“净源”的部分。

4 结论

1) 研究湖泊中磷的过程以及底泥释放的源汇问题应该建立“总源”“总汇”“净源”“净汇”的概念。大多数湖泊处于“总汇”的状态,但仍然具有“净源”的释放,明确“净源”的释放过程和强度对于理解和治理内源污染有重要意义。

2) 底泥作为净源的 4 个过程可以分为恒常性发生和有条件发生两种类型。在底泥间隙水溶解性磷浓度高于上覆水时 Fick 扩散释放是恒常性发生的,而其他过程都是具备溶解氧、pH、风浪等发生条件时才能发生。

3) 底泥作为“净源”进行磷释放的 4 个过程中还原过程的速率很大,是最应关注的过程。而再悬浮释放过程虽然速率很大但必须考虑再沉降的过程和循环中溶解态磷的变化。

4) 判断底泥释放过程首先要解析“净源”的组成,然后根据实际湖泊的环境变化规律,基于实际条件实施动态释放实验进行评价。

5) 太湖处于“总汇”状态,但是“净源”仍然存在,明确净源发生的位置、时段、条件对于太湖内源治理具有重要意义。

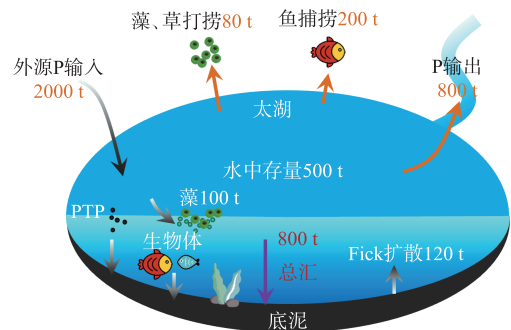


图 6 太湖总磷质量平衡示意
Fig.6 Total phosphorus mass balance in Lake Taihu

5 参考文献

- [1] Zhu MY, Zhu GW, Zhao LL *et al.* Influence of algal bloom degradation on nutrient release at the sediment-water interface in Lake Taihu, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, **20**(3): 1803-1811. DOI: 10.1007/s11356-012-1084-9.
- [2] Li LW, Pan G, Li L *et al.* Effect and mechanism of algae bloom on the denitrification processes in the sediments of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2013, **25**(5): 628-634. DOI: 10.18307/2013.0502.
- [3] Qin BQ, Zhu GW, Gao G *et al.* A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake management. *Environmental Management*, 2010, **45**(1): 105-112. DOI: 10.1007/s00267-009-9393-6.
- [4] Zhu M. Ten-year Review and prospect of the ten years governance on Lake Tai Basin. *Environmental Protection*, 2017, **45**(24): 34-38. [朱玫. 太湖流域治理十年回顾与展望. 环境保护, 2017, **45**(24): 34-38.]
- [5] Xu H, Paerl HW, Zhu GW *et al.* Long-term nutrient trends and harmful cyanobacterial bloom potential in hypertrophic Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2017, **787**(1): 229-242. DOI: 10.1007/s10750-016-2967-4.
- [6] Zhu W, Hu SY, Feng GY *et al.* Effects of great floods on phosphorus in shallow lakes: A case study of Lake Taihu in 2016. *J Lake Sci*, 2020, **32**(2): 325-336. DOI: 10.18307/2020.0201. [朱伟, 胡思远, 冯甘雨等. 特大洪水对浅水湖泊磷的影响: 以2016年太湖为例. 湖泊科学, 2020, **32**(2): 325-336.]
- [7] Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E. Internal phosphorus loading in shallow Danish Lakes. *Shallow Lakes' 98*. Dordrecht: Springer, 1999: 145-152. DOI: 10.1007/978-94-017-2986-4_15.
- [8] Qin BQ. Shallow lake limnology and control of eutrophication in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1229-1243. DOI: 10.18307/2020.0501. [秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1229-1243.]
- [9] 太湖清淤固淤试点工程实施方案. 上海市市政工程建设研究总院, 2019.
- [10] Xu YQ, Su BL, Wang HQ *et al.* Analysis of the water balance and the nitrogen and phosphorus runoff pollution of a paddy field *in situ* in the Taihu Lake Basin. *Paddy and Water Environment*, 2020, **18**(2): 385-398. DOI: 10.1007/s10333-020-00789-5.
- [11] Qin BQ, Zhu GW, Zhang L *et al.* Patterns of endogenous nutrient release from sediments of large shallow lakes and their estimation methods—A case study of Lake Taihu. *Scientia Sinica (Terrae)*, 2005, **S2**: 33-44. DOI: 10.3321/j.issn:1006-9267.2005.z2.004. [秦伯强, 朱广伟, 张路等. 大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例. 中国科学: D辑, 2005, **S2**: 33-44.]
- [12] Lerman A. *Lakes: Chemistry, geology, physics*. Berlin: Springer-Verlag, 1995.
- [13] Fan CX. Progress and prospects of lake sediment-water interface research. *J Lake Sci*, 2019, **31**(5): 1191-1218. DOI: 10.18307/2019.0514 [范成新. 湖泊沉积物—水界面研究进展与展望. 湖泊科学. 2019, **31**(5): 1191-1218.]
- [14] Fan CX, Morigihiro A. Effects of aerobic and anaerobic conditions on exchange of nitrogen and phosphorus across sediment-water interface in Lake Kasumigaura. *J Lake Sci*. 1997, **9**(4): 337-342. DOI: 10.3321/j.issn:1006-9267.2005.z2.004. [范成新, 相崎守弘. 好氧和厌氧条件对霞浦湖沉积物-水界面氮磷交换的影响. 湖泊科学, 1997, **9**(4): 337-342.]
- [15] Perkins RG, Underwood GJ. The potential for phosphorus release across the sediment-water interface in an eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. *Water Research*, 2001, **35**(6): 1399-1406. DOI: 10.1016/s0043-1354(00)00413-9.
- [16] Boström B, Andersen JM, Fleischer S *et al.* Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 1988, **170**(1): 229-244. DOI: 10.1007/BF00024907.
- [17] Gao L, Yang H, Zhou JM. Research progress on phosphorus release from lake sediments. *Soils*, 2004, **36**(1): 12-15. DOI: 10.3321/j.issn:0253-9829.2004.01.003. [高丽, 杨浩, 周健民. 湖泊沉积物中磷释放的研究进展. 土壤, 2004, **36**(1): 12-15.]
- [18] Hupfer M, Lewandowski J. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments—a long-lasting paradigm in limnology. *Internat Rev of Hydrobiol*, 2008, **93**(4/5): 415-432. DOI: 10.1002/IROH.200711054.
- [19] Shinohara R, Kozato E. Recent studies of phosphorus biogeochemistry in lakes. *Geochemistry*, 2017, **51**(4): 159-170. DOI: 10.14934/chikyukagaku.51.159. [篠原隆一郎, 古里荣一. 湖沼におけるリンの動態研究に関する近年の動向. 地球化学, 2017, **51**(4): 159-170.]
- [20] Fan CX, Zhang L, Bao XM *et al.* Migration mechanism of biogenic elements and their quantification on the sediment-water interface of Lake Taihu: II. chemical thermodynamic mechanism of phosphorus release and its source-sink transition. *J Lake Sci*, 2006, **18**(3): 207-217. DOI: 10.18307/2006.0303. [范成新, 张路, 包先明等. 太湖沉积物—水界面生源要素迁移机制及定量化——2. 磷释放的热力学机制及源-汇转换. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.]
- [21] Li YH, Gregory S. Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1974, **38**(5): 703-714. DOI: 10.1016/0016-7037(74)90145-8.
- [22] Krom MD, Berner RA. The diffusion coefficients of sulfate, ammonium, and phosphate ions in anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 1980, **25**(2): 327-337. DOI: 10.4319/lo.1980.25.2.0327.
- [23] Cornel PK, Summers RS, Roberts PV. Diffusion of humic acid in dilute aqueous solution. *Journal of Colloid and Interface Science*, 1986,

- 110**(1): 149-164. DOI: 10.1016/0021-9797(86)90364-4.
- [24] Ishii Y, Komatsu N, Watanabe K *et al.* Seasonal changes of phosphorus leaching potential from lake sediments and its controlling factors. *Japan Society of Land and Water Sciences*, 2008; **129**. DOI: 10.14903/jslim.73.0.129.0. [石井裕一, 小松伸行, 渡邊圭司等. 湖沼底泥からのリン溶出ポテンシャルの季節変化とその制御因子. 日本陸水学会, 2008; **129**.]
- [25] Liu ZZ, Ni ZK, Liu SR *et al.* Kinetic release characteristics of organic phosphorus of sediment-water and water quality risks. *Environmental Science*, 2022, **43**(6): 3058-3065. DOI: 10.13227/j.hjkk.202110121. [刘哲哲, 倪兆奎, 刘思儒等. 湖泊沉积物有机磷释放动力学特征及水质风险. 环境科学. 2022, **43**(6): 3058-3065.]
- [26] Ni ZK, Huang DL, Xiao MQ *et al.* Molecular weight driving bioavailability and intrinsic degradation mechanisms of dissolved organic phosphorus in lake sediment. *Water Research*, 2022, **210**: 117951. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117951.
- [27] Hupfer M, Lewandowski J. Retention and early diagenetic transformation of phosphorus in Lake Arendsee (Germany)—consequences for management strategies. *Archiv für Hydrobiologie*, 2005, **164**(2): 143-167. DOI: 10.1127/0003-9136/2005/0164-0143.
- [28] Smith L, Watzin MC, Druschel G. Relating sediment phosphorus mobility to seasonal and diel redox fluctuations at the sediment-water interface in a eutrophic freshwater lake. *Limnology and Oceanography*, 2011, **56**(6): 2251-2264. DOI: 10.4319/lo.2011.56.6.2251.
- [29] Doig LE, North RL, Hudson JJ *et al.* Phosphorus release from sediments in a river-valley reservoir in the northern Great Plains of North America. *Hydrobiologia*, 2017, **787**(1): 323-339. DOI: 10.1007/s10750-016-2977-2.
- [30] Fukushima T, Kamiya K, Onda Y *et al.* Long-term changes in lake sediments and their influences on lake water quality in Japanese shallow lakes. *Fundamental and Applied Limnology*, 2010, **177**(3): 177-188. DOI: 10.1127/1863-9135/2010/0177-0177.
- [31] Carey CC, Rydin E. Lake trophic status can be determined by the depth distribution of sediment phosphorus. *Limnology and Oceanography*, 2011, **56**(6): 2051-2063. DOI: 10.4319/lo.2011.56.6.2051.
- [32] Gao YL, Liang T, Tian SH *et al.* High-resolution imaging of labile phosphorus and its relationship with iron redox state in lake sediments. *Environmental Pollution*, 2016, **219**: 466-474. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.05.053.
- [33] Zhong JC, You BS, Fan CX *et al.* Influence of sediment dredging on chemical forms and release of phosphorus. *Pedosphere*, 2008, **18**(1): 34-44. DOI: 10.1016/s1002-0160(07)60100-3.
- [34] Jørgensen BB, Boudreau BP. Diagenesis and sediment-water exchange. New York: Oxford University Press, 2001: 211-244. DOI: 10.1093/oso/9780195118810.003.0009.
- [35] Nakamura Y, Mikogami G, Park SK. Effect of bottom water flow on leaching flux of phosphorus. *Journal of Coastal Engineering*, 1994, **41**: 1081-1085. DOI: 10.2208/proce1989.41.1081. [中村由行, 御子神学, 朴崎鎭. 底層水の流動がリンの溶出フラックスに及ぼす影響. 海岸工学論文集, 1994, **41**: 1081-1085.]
- [36] Ishikawa M, Nishimura H. Mathematical model of phosphate release rate from sediments considering the effect of dissolved oxygen in overlying water. *Water Research*, 1989, **23**(3): 351-359. DOI: 10.1016/0043-1354(89)90102-4.
- [37] Inoue T, Glud RN, Stahl H *et al.* Comparison of three different methods for assessing *in situ* friction velocity: A case study from Loch Etive, Scotland. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2011, **9**(6): 275-287. DOI: 10.4319/lom.2011.9.275.
- [38] Inoue T, Nakamura Y. Response of benthic soluble reactive phosphorus transfer rates to step changes in flow velocity. *Journal of Soils and Sediments*, 2012, **12**(10): 1559-1567. DOI: 10.1007/s11368-012-0593-y.
- [39] Nakamura Y, Inoue T. A theoretical study on operational condition of hypolimnetic aerators. *Water Science and Technology*, 1996, **34**(7/8): 211-218. DOI: 10.2166/wst.1996.0624.
- [40] Duren LV, Middelburg JJ. Book review. In: Boudreau BP, Jørgensen BB. The benthic boundary layer: Transport processes and biogeochemistry. New York: Oxford University Press, 2015, **82**: 658-659. DOI: 10.1029/01E000381.
- [41] Hubbert MK. The theory of ground-water motion. *The Journal of Geology*, 1940, **48**(8, Part 1): 785-944. DOI: 10.1086/624930.
- [42] Hunt RJ, Krabbenhoft DP, Anderson MP. Groundwater inflow measurements in wetland systems. *Water Resources Research*, 1996, **32**(3): 495-507. DOI: 10.1029/95wr03724.
- [43] Cai G, Liu S, Tong L *et al.* Application of piezocone to evaluate consolidation and permeability properties of Taihu lacustrine clay deposits. The 2nd International Symposium on Cone Penetration Testing, CPT, 2007, **102**: 137-144.
- [44] Chen G, Wang CH, Zhai Y *et al.* Field-scale experiment study of runoff generation mechanism in plain area of Taihu Basin, China. *Journal of Hohai University (Natural Sciences)*, 2021, **49**(1): 57-63. DOI: 10.3876/j.issn.1000-1980.2021.01.009. [陈钢, 王船海, 翟月等. 太湖流域平原地区田间尺度产流机理试验研究. 河海大学学报(自然科学版), 2021, **49**(1): 57-63.]
- [45] Hargrave BT. Aerobic decomposition of sediment and detritus as a function of particle surface area and organic content. *Limnology and Oceanography*, 1972, **17**(4): 583-586. DOI: 10.4319/lo.1972.17.4.0583.
- [46] Span D, Arbouille D, Howa H *et al.* Variation of nutrient stocks in the superficial sediments of Lake Geneva from 1978 to 1988. *Hydrobiologia*, 1990, **207**(1): 161-166. DOI: 10.1007/BF00041453.
- [47] Hagy JD, Boynton WR, Keefe CW *et al.* Hypoxia in Chesapeake Bay, 1950-2001: Long-term change in relation to nutrient loading and river flow. *Estuaries*, 2004, **27**(4): 634-658. DOI: 10.1007/BF02907650.

- [48] Diamond J, Baudo R, Giesy J *et al.* Sediments; Chemistry and toxicity of in-place pollutants. *Journal of the North American Benthological Society*, 1991, **10**(3): 344-345. DOI: 10.2307/1467612.
- [49] Yin DQ, Qin QR. Effects of environmental factors on phosphorus release from sediments of Wuli Lake. *J Lake Sci*, 1994, **6**(3): 5. DOI: 10.18307/1994.0307. [尹大强, 覃秋荣. 环境因子对五里湖沉积物磷释放的影响. 湖泊科学, 1994, **6**(3): 5.]
- [50] Komatsu N, Ishii Y, Watanabe K *et al.* Observation and analysis of hypoxic water masses in Kasumigaura. *J Hydraulic Engineering (in Japanese)*, 2010, **54**: 1399-1404. [小松伸行, 石井裕一, 渡边圭司等. 霞ヶ浦における貧酸素水塊の観測と解析. 水工学論文集. 2010, **54**: 1399-1404.]
- [51] Min D, Qian RS, Zhu GW *et al.* A physical and chemical monitoring dataset of Taihu Lake from 2007 to 2015. *Chinese Scientific Data: Chinese-English Online Version*, 2020, **5**(1): 85-93. [闵岫, 钱荣树, 朱广伟等. 2007—2015年太湖水体理化监测数据集. 中国科学数据: 中英文网络版, 2020, **5**(1): 85-93.]
- [52] Jin ZD. Composition, origin and environmental interpretation of minerals in lake sediments and recent progress. *Journal of Earth Sciences and Environment*, 2011, **33**(1): 34-44, 77. [金章东. 湖泊沉积物的矿物组成、成因、环境指示及研究进展. 地球科学与环境学报, 2011, **33**(1): 34-44, 77.]
- [53] Pant HK, Reddy KR. Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. *Journal of Environmental Quality*, 2001, **30**(4): 1474-1480. DOI: 10.2134/jeq2001.3041474x.
- [54] Detenbeck NE, Brezonik PL. Phosphorus sorption by sediments from a soft-water seepage lake. 2. Effects of pH and sediment composition. *Environmental Science & Technology*, 1991, **25**(3): 403-409. DOI: 10.1021/es00015a004.
- [55] Slomp CP, Malschaert JFP, Van Raaphorst W. The role of adsorption in sediment-water exchange of phosphate in North Sea continental margin sediments. *Limnology and Oceanography*, 1998, **43**(5): 832-846. DOI: 10.4319/lo.1998.43.5.0832.
- [56] Holdren GC, Armstrong DE. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environmental Science & Technology*, 1980, **14**(1): 79-87. DOI: 10.1021/es60161a014.
- [57] Hou H, Zhu W, Xu XG *et al.* Investigation on vertical composition type of the sediment and the composition of the sediment-water interface in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2022, **34**(3): 804-815. DOI: 10.18307/2022.0302. [侯豪, 朱伟, 许小格等. 太湖底泥垂向构成类型及底泥—水界面组成物质. 湖泊科学, 2022, **34**(3): 804-815.]
- [58] Jin XC, Wang SR, Pang Y *et al.* Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 2006, **139**(2): 288-295. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.05.010.
- [59] Wang Y, Shen ZY, Hu LJ *et al.* Adsorption and release of phosphorus from sediments from the main branches of the Three-Gorges Reservoir. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, **28**(8): 1654-1661. DOI: 10.3321/j.issn:0253-2468.2008.08.024. [王颖, 沈珍瑶, 呼丽娟等. 三峡水库主要支流沉积物的磷吸附/释放特性. 环境科学学报, 2008, **28**(8): 1654-1661.]
- [60] An M, Wen W, Sun SJ *et al.* Effects of pH and salinity on phosphorus sorption and desorption in the surface sediments of the mainstream of the Haihe River. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, **29**(12): 2616-2622. DOI: 10.3321/j.issn:0253-2468.2009.12.021. [安敏, 文威, 孙淑娟等. pH和盐度对海河干流表层沉积物吸附解吸磷(P)的影响. 环境科学学报, 2009, **29**(12): 2616-2622.]
- [61] Zhang H, Chen JA, Wang JF *et al.* A Simulation Study on the Release of Phosphorus from Sediments in Lake Hongfeng, Guizhou Province, China. *Earth & Environ*, 2015, **43**(2): 243-251. [张红, 陈敬安, 王敬富等. 贵州红枫湖底泥磷释放的模拟实验研究. 地球与环境, 2015, **43**(2): 243-251.]
- [62] Shi WP, Zhu J, Zhang CS *et al.* Relationship between sediment nutrient release and algae growth in the shallow area of the reservoir. *Environmental Engineering*, 2015, **33**(5): 75-80. DOI: 10.13205/j.hjgc.201505016. [石文平, 朱佳, 张朝升等. 水库浅水区底泥营养物质释放与藻类生长关系研究. 环境工程, 2015, **33**(5): 75-80.]
- [63] Yu JZ, Wang X, Ca JY *et al.* Effects of hydrodynamic conditions on nitrogen and phosphorus release from sediments in shallow lakes. *China Environmental Science*, 2023, **43**(8): 4219-4228. [余景芝, 王烜, 蔡剑英等. 水动力条件对浅水湖泊沉积物氮磷释放的影响. 中国环境科学, 2023, **43**(8): 4219-4228.]
- [64] Qin BQ, Hu WP, Gao G *et al.* Dynamical mechanism of sediment suspension and conceptual model of endogenous release in Lake Taihu. *Chinese Science Bulletin*, 2003, **48**(17): 1822-1831. DOI: 10.3321/j.issn:0023-074X.2003.17.002. [秦伯强, 胡维平, 高光等. 太湖沉积物悬浮的动力机制及内源释放的概念性模式. 科学通报, 2003, **48**(17): 1822-1831.]
- [65] Reddy KR, Fisher MM, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. *Journal of Environmental Quality*, 1996, **25**(2): 363-371. DOI: 10.2134/jeq1996.00472425002500020022x.
- [66] Li YP, Pang Y, Lv J *et al.* On the relation between the release rate of TN, TP from sediment and water velocity. *J Lake Sci*, 2004, **16**(4): 318-324. DOI: 10.18307/2004.0405. [李一平, 逢勇, 吕俊等. 水动力条件下底泥中氮磷释放通量. 湖泊科学, 2004, **16**(4): 318-324.]
- [67] Zhu GW, Qin BQ, Zhang L *et al.* Wave effects on nutrient release of sediments from Lake Taihu by flume experiments. *J Lake Sci*, 2005, **17**(1): 61-68. DOI: 10.18307/2005.0110. [朱广伟, 秦伯强, 张路等. 太湖底泥悬浮中营养盐释放的波浪水槽试验. 湖泊科学, 2005, **17**(1): 61-68.]

- [68] Luo LC, Qin BQ, Zhu GW *et al.* Nutrient release fluxes at the water-sediment interface in Meiliang Bay, Lake Taihu under dynamical perturbation. *Science China: Earth Sciences*, 2005, **39**(S2): 166-172. DOI: 10.3321/j.issn:1006-9267.2005.z2.018. [罗激葱, 秦伯强, 朱广伟等. 动力扰动下太湖梅梁湾水-沉积物界面的营养盐释放通量. 中国科学: 地球科学, 2005, **39**(S2): 166-172.]
- [69] Gao YX, Sun XJ, Zhang ZP *et al.* Simulated study on concentration change of different form phosphorus in shallow lakes caused by wind-wave disturbance. *Advances in Water Science*, 2007, **80**(5): 668-673. [高永霞, 孙小静, 张战平等. 风浪扰动引起湖泊磷形态变化的模拟试验研究. 水科学进展, 2007, **80**(5): 668-673.]
- [70] You BS, Wang TC, Fan CX *et al.* Quantitative simulative method of sediment resuspension in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2007, **19**(5): 611-617. DOI: 10.18307/2007.0518. [尤本胜, 王同成, 范成新等. 太湖沉积物再悬浮模拟方法. 湖泊科学, 2007, **19**(5): 611-617.]
- [71] You BS, Wang TC, Fan CX *et al.* Effects of sediment resuspension on aqueous nutrient loading in grass type zone of Lake Taihu. *Environmental Science*, 2008, **29**(1): 26-31. DOI: 10.3321/j.issn:0250-3301.2008.01.005. [尤本胜, 王同成, 范成新等. 太湖草型湖区沉积物再悬浮对水体营养盐的影响. 环境科学, 2008, **29**(1): 26-31.]
- [72] 李涛, 王东升. 模拟扰动条件下太湖沉积物悬浮特征及对磷酸盐的吸附. 呼和浩特: 中国化学会第八届水处理化学大会暨学术研讨会, 2006.
- [73] Peng JP, Pang Y, Li YP *et al.* Change of phosphorus in lake after water dynamical condition and its contribution to eutrophication. *Ecology and Environment*, 2004, **13**(4): 503-505. [彭进平, 逢勇, 李一平等. 水动力过程后湖泊水体磷素变化及其对富营养化的贡献. 生态环境, 2004, **13**(4): 503-505.]
- [74] Sun XJ, Qin BQ, Zhu GW *et al.* Release of colloidal N and P from sediment of lake caused by continuing hydrodynamic disturbance. *Environmental Science*, 2007, **28**(6): 1223-1229. [孙小静, 秦伯强, 朱广伟等. 持续水动力作用下湖泊底泥胶体态氮、磷的释放. 环境科学, 2007, **28**(6): 1223-1229.]
- [75] Li D, Li XW, Lv XY *et al.* Analysis of aquatic community structure and water ecological quality in Tai Lake Basin. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2023, **18**(1): 271-279. DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20220810001. [李娣, 李旭文, 吕学研等. 太湖流域水生生物群落结构与水生态质量状况分析. 生态毒理学报, 2023, **18**(1): 271-279.]
- [76] Yang SK, Lv XJ, Gao DC *et al.* Health assessment on Lake Erhai using benthic index of biotic integrity. *Environmental Science & Technology*, 2023, **46**(10): 181-188. [杨四坤, 吕兴菊, 高登成等. 基于大型底栖动物生物完整性的洱海健康评价. 环境科学与技术, 2023, **46**(10): 181-188.]
- [77] Jiang X, Jin XC, Yao Y *et al.* Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water Research*, 2008, **42**(8/9): 2251-2259. DOI: 10.1016/j.watres.2007.12.003.
- [78] Qin XB, Sun HW, Peng ST *et al.* Review of the impacts of bioturbation on the environmental behavior of contaminant in sediment. *Acta Ecological Sinica*, 2014, **34**(1): 59-69. DOI: 10.5846/stxb201305020905. [覃雪波, 孙红文, 彭士涛等. 生物扰动对沉积物中污染物环境行为的影响研究进展. 生态学报, 2014, **34**(1): 59-69.]
- [79] Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Vallier F *et al.* Laboratory study highlights the key influences of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of nutrients and pollutants in stormwater retention systems. *Chemosphere*, 2008, **72**(2): 213-223. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.01.052.
- [80] Swan BK, Watts JM, Reifel KM *et al.* Role of the polychaete *Neanthes succinea* in phosphorus regeneration from sediments in the Salton Sea, California. *Hydrobiologia*, 2007, **576**(1): 111-125. DOI: 10.1007/s10750-006-0298-6.
- [81] Lewandowski J, Hupfer M. Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. *Limnology and Oceanography*, 2005, **50**(4): 1106-1118. DOI: 10.4319/lo.2005.50.4.1106.
- [82] Zhang L, Gu XZ, Wang ZD *et al.* The influence of Tubificid worms bioturbation on the exchange of phosphorus across sediment-water interface in lakes. *J Lake Sci*, 2010, **22**(5): 666-674. DOI: 10.1080/09500340.2010.529951. [张雷, 古小治, 王兆德等. 水丝蚓(Tubificid worms)扰动对磷在湖泊沉积物-水界面迁移的影响. 湖泊科学, 2010, **22**(5): 666-674.]
- [83] 章磊. 太湖草、藻型湖泊沉积物磷的赋存形态特征、埋藏规律及内源负荷风险比较研究[学位论文]. 淮南: 安徽理工大学, 2016.
- [84] 王华林. 湖泊底泥微生物群落结构与氮磷的相互作用机制研究[学位论文]. 北京: 华北电力大学, 2019.
- [85] Qian Y, Chen ZJ, Wu DX *et al.* Effects of microorganisms on phosphorus release from sediment of eutrophic lake. *Environmental Science & Technology*, 2016, **39**(4): 6. DOI: 10.3969/j.issn.1003-6504.2016.04.008. [钱燕, 陈正军, 吴定心等. 微生物活动对富营养化湖泊底泥磷释放的影响. 环境科学与技术, 2016, **39**(4): 6.]
- [86] Zuo L, Lv CW, He J *et al.* Impacts of microorganisms on degradation and release characteristics of organic phosphorus in lake sediments during freezing season. *Environmental Science*, 2015, **36**(12): 4501-4508. DOI: 10.13227/j.hjkk.2015.12.023. [左乐, 吕昌伟, 何江等. 微生物对冰封期湖泊沉积物中有机磷降解释放的影响. 环境科学, 2015, **36**(12): 4501-4508.]
- [87] Cao S, Jing Z, Wang Z. Study on the biotic influence on internal phosphorus release in the sediment of Lake Xuanwu. International Conference on Bioinformatics & Biomedical Engineering, Chengdu, China. 2010: 1-3. DOI: 10.1109/ICBBE.2010.5516177.
- [88] Kang LJ, Zhu GW, Zhu MY *et al.* Bloom-induced internal release controlling phosphorus dynamics in large shallow eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Research*, 2023, **231**: 116251. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116251.

- [89] Wang JF, Chen Q, Jin ZX *et al.* Quantitative methods and research prospects on endogenous phosphorus fluxes in lake sediments. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2023, **42**(4): 903-913. DOI: 10.19658/j.issn.1007-2802.2023.42.035. [王敬富, 陈权, 金祖雪等. 湖泊沉积物内源磷通量定量方法与研究展望. 矿物岩石地球化学通报, 2023, **42**(4): 903-913.]
- [90] Kelderman P. Phosphate budget and sediment-water exchange in Lake Grevelingen (SW Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research*, 1980, **14**(3/4): 229-236. DOI: 10.1016/0077-7579(80)90001-0.
- [91] Edmondson WT, Lehman JT. The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, 1981, **26**(1): 1-29. DOI: 10.4319/lo.1981.26.1.0001.
- [92] Havens KE, James RT. The phosphorus mass balance of Lake Okeechobee, Florida; Implications for eutrophication management. *Lake and Reservoir Management*, 2005, **21**(2): 139-148. DOI: 10.1080/07438140509354423.
- [93] Kunitatsu T. Water quality of river water, groundwater, precipitation and Lake Biwa runoff in the Lake Biwa catchment. Water quality of river water, groundwater, precipitation and Lake Biwa stream water in the Lake Biwa catchment. Ministry of Education Special Research 'Environmental Science', 1981. [国松孝男. 琵琶湖集水域の河川水, 地下水, 降水 および琵琶湖流水の水質. 文部省特別研究「環境科学」, 1981.]
- [94] Bocaniov SA, Scavia D, Van Cappellen P. Long-term phosphorus mass-balance of Lake Erie (Canada-USA) reveals a major contribution of in-lake phosphorus loading. *Ecological Informatics*, 2023, **77**: 102131. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2023.102131.
- [95] Yuasa T, Amamiya Y, Yoshida M. Calculation of the water and material balance of the Oban Marsh, 2005. [湯浅岳史, 雨宮由佳, 吉田正彦. 印旛沼の水収支および物質収支の算出, 2005.]
- [96] Matsunashi F, Inoba S, Shimogaki H *et al.* Flow-water quality-sediment simulation in Tega Marsh and the effect of nutrient leaching from the sediment on the water quality in the lake, 2001. [松梨史郎, 井野場誠治, 下垣久等. 手賀沼における流動・水質・底質のシミュレーションと底泥からの栄養塩溶出の湖内水質への影響, 2001.]
- [97] Waters S, Webster-Brown JG. The use of a mass balance phosphorus budget for informing nutrient management in shallow coastal lakes. *Journal of Hydro-Environment Research*, 2016, **10**: 32-49. DOI: 10.1016/j.jher.2015.11.002.
- [98] Huang SJ, Zhao HZ, Fang MP. Sediment-water exchange capacity of total phosphorus in Taihu Lake calculated by mass budget model. *Environmental Science*, 1992, **13**(1): 83-84. [黄绍基, 赵海洲, 方满萍. 质量衡算模型计算太湖底泥磷的交换量. 环境科学, 1992, **13**(1): 83-84.]
- [99] Xu H, McCarthy MJ, Paerl HW *et al.* Contributions of external nutrient loading and internal cycling to cyanobacterial bloom dynamics in Lake Taihu, China: Implications for nutrient management. *Limnology and Oceanography*, 2021, **66**(4): 1492-1509. DOI: 10.1002/lno.11700.
- [100] Shiga Prefecture. Lake Biwa and life, 2015. [滋贺县. 琵琶湖と暮らし, 2015.]
- [101] Koichi Y. Sediment remediation association. Manual for the investigation and testing of sediments (Revised fourth edition), 2016. [山田耕一. 底質浄化協会. 底質の調査・試験マニュアル(改訂第四版), 2016.]
- [102] Wang ZQ, Li B, Liang RJ *et al.* Comparative study on endogenous release of nitrogen and phosphorus in Nansi Lake, China. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(2): 487-493. [王志齐, 李宝, 梁仁君等. 南四湖内源氮磷释放的对比研究. 环境科学学报, 2013, **33**(2): 487-493.]
- [103] Li B, Ding SM, Fan CX *et al.* Estimation of releasing fluxes of sediment nitrogen and phosphorus in Fubao Bay in Dianchi Lake. *Environmental Science*, 2008, **29**(1): 114-120. DOI: 10.3321/j.issn:0250-3301.2008.01.020. [李宝, 丁士明, 范成新等. 滇池福保湾底泥内源氮磷营养盐释放通量估算. 环境科学, 2008, **29**(1): 114-120.]
- [104] Fan CX, Qin BQ, Sun Y. Substance exchange across water-sediment interface in Meiliang Bay and Wuli Lake. *J Lake Sci*, 1998, **10**(1): 73-78. DOI: 10.18307/1998.0112. [范成新, 秦伯强, 孙越. 梅梁湖和五里湖水-沉积物界面的物质交换. 湖泊科学, 1998, **10**(1): 73-78.]
- [105] Fan CX. Physiochemical characteristics of sediments in Gehu Lake and simulation of its phosphorus release. *J Lake Sci*, 1995, **7**(4): 341-350. DOI: 10.18307/1995.0408. [范成新. 滹湖沉积物理化特征及磷释放模拟. 湖泊科学, 1995, **7**(4): 341-350.]
- [106] Fan CX, Zhang L, Yang LY *et al.* Simulation of internal loadings of nitrogen and phosphorus in a lake. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2002, **33**(4): 370-378. DOI: 10.3321/j.issn:0029-814X.2002.04.005. [范成新, 张路, 杨龙元等. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟. 海洋与湖沼, 2002, **33**(4): 370-378.]
- [107] Zhang L, Fan CX, Wang JJ *et al.* Space-Time Dependent variances of ammonia and phosphorus flux on sediment-water interface in Lake Taihu. *Environmental Science*, 2006, **27**(8): 7. DOI: 10.3321/j.issn:0250-3301.2006.08.011. [张路, 范成新, 王建军等. 太湖水土界面氮磷交换通量的时空差异. 环境科学, 2006, **27**(8): 7.]
- [108] Gong CS, Yao Q, Fan CX *et al.* Release fluxes estimate of phosphorus in a urban shallow lake; Lake Xuanwu, Nanjing. *J Lake Sci*, 2006, **18**(2): 179-183. DOI: 10.18307/2006.0212. [龚春生, 姚琪, 范成新等. 城市浅水型湖泊底泥释磷的通量估算——以南京玄武湖为例. 湖泊科学, 2006, **18**(2): 179-183.]
- [109] Honma T, Park HD. Seasonal changes of acid soluble phosphorus concentration and phosphorus leaching rate in the bottom sediment surface

- layer in Lake Suwa. *Japan Society of Land and Water Sciences*, 2005; **113**. DOI: 10.14903/jslim.69.0.113.0. [本間隆満, 朴虎東. 諏訪湖における底泥表層の酸可溶性リン濃度とリン溶出速度の季節変化. 日本陸水学会, 2005; **113**.]
- [110] Hosomi M, Sudo R. Studies on the leaching of phosphorus from lake sediments. *Water Pollution Research*, 1979, **2**(3): 157-162. DOI: 10.2965/jswel1978.2.157. [細見正明, 須藤隆一. 湖沼底泥からのリン溶出に関する研究. 水質汚濁研究, 1979, **2**(3): 157-162.]
- [111] Sakata M, Tani Y, Miyata N *et al.* Evaluation of nitrogen, phosphorus and COD loadings from the bottom sediment of Lake Sanaru. *Journal of Japan Society on Water Environment*, 2006, **29**(12): 789-795. DOI: 10.2965/jswel.29.789. [坂田昌弘, 谷幸則, 宮田直幸等. 佐鳴湖底泥からの窒素・リン・COD 負荷量の評価. 水環境学会誌, 2006, **29**(12): 789-795.]
- [112] Liu JJ, Dong CY, Song YQ *et al.* The seasonal variations of nitrogen and phosphorus release and its fluxes from the sediments of the Beili Lake in the Hangzhou West Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(24): 7932-7939. DOI: 10.5846/stxb201204180556. [刘静静, 董春颖, 宋英琦等. 杭州西湖北里湖沉积物氮磷内源静态释放的季节变化及通量估算. 生态学报, 2012, **32**(24): 7932-7939.]
- [113] Li YP, Pang Y, Li Y. Resuspended flux of sediment in Taihu Lake under hydrodynamic action. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2007, **38**(5): 558-564. DOI: 10.3321/j.issn: 0559-9350.2007.05.008. [李一平, 逢勇, 李勇. 水动力作用下太湖底泥的再悬浮通量. 水利学报, 2007, **38**(5): 558-564.]
- [114] Higashino M, Kanda T. Leaching process of soluble substances from bottom sediment to upper water in unidirectional flow fields; Annual Conference of Japan Society of Civil Engineers. Tokyo, Japan, 1999: 167-177. [東野誠, 神田徹. 一方向流れ場における底泥から上層水への溶解性物質の溶出過程: 土木学会. 東京: 日本土木工学学会, 1999: 167-177.]
- [115] Wang DZ, Zhou X, Zhu HW *et al.* Stratified release characteristics of sediments contaminants during re-suspension in water column. *Chinese Journal of Hydrodynamics*, 2014, **29**(5): 592-598. DOI: 10.3969/j.issn1000-4874.2014.05.011. [王道增, 周旭, 朱红伟等. 再悬浮底泥污染物在水体中的分层释放特征. 水动力学研究与进展 A 辑, 2014, **29**(5): 592-598.]
- [116] Sasaki H, Nishimura O, Sudō R. Impact of resuspension of shallow inner bay sediment on the release of nutrients. *Journal of Japan Society on Water Environment*, 1995, **18**(1): 51-59. [佐々木久雄, 西村修, 須藤隆一. 浅い内湾底泥の巻き上げが栄養塩溶出に及ぼす影. 水環境学会誌, 1995, **18**(1): 51-59.]
- [117] Fan CX. A method and device for indoor simulation of resuspension state of underwater sediments, 2005. [范成新. 一种室内模拟水下沉积物再悬浮状态的方法及装置, 2005.]
- [118] Qin BQ, Fan CX. Exploration of conceptual model of nutrient release from inner source in large shallow lake. *China Environmental Science*, 2002, **22**(2): 150-153. [秦伯强, 范成新. 大型浅水湖泊内源营养盐释放的概念性模式探讨. 中国环境科学, 2002, **22**(2): 150-153.]
- [119] Sun XJ, Zhu GW, Luo LC *et al.* Experimental study of wave flume for phosphorus release from shallow lake sediments. *Science China: Earth Sciences*, 2005, **39**(S2): 81-89. [孙小静, 朱广伟, 罗激葱等. 浅水湖泊沉积物磷释放的波浪水槽试验研究, 中国科学: 地球科学. 2005, **39**(S2): 81-89.]
- [120] Pang Y, Yan RR, Yu ZB *et al.* Suspension-sedimentation of sediment and release amount of internal load in Lake Taihu affected by wind. *Environmental Science*, 2008, **29**(9): 2456-2464. DOI: 10.3321/j.issn:0250-3301.2008.09.012. [逢勇, 颜润润, 余钟波等. 风浪作用下的底泥悬浮沉降及内源释放量研究. 环境科学, 2008, **29**(9): 2456-2464.]
- [121] Hu KM, Wang S, Pang Y. Suspension-sedimentation of sediment and release amount of internal load in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2014, **26**(2): 191-199. DOI: 10.18307/2014.0204. [胡开明, 王水, 逢勇. 太湖不同湖区底泥悬浮沉降规律研究及内源释放量估算. 湖泊科学, 2014, **26**(2): 191-199.]
- [122] Fan CX, Zhang L, Qin BQ *et al.* Estimation of the dynamic release of phosphorus from suspended particulate matter in Lake Taihu under wind and wave action. *Science in China (Series D)*, 2003, **33**(8): 760-768. DOI: 10.3321/j.issn:1006-9267.2003.08.007. [范成新, 张路, 秦伯强等. 风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算. 中国科学 D 辑, 2003, **33**(8): 760-768.]
- [123] Zhang Y, Zhu W, Wang RC *et al.* Spatial and temporal variations in algal phosphorus in Taihu Lake. *Blue-Green Systems*, 2021, **3**(1): 213-222. DOI: 10.2166/bgs.2021.013.
- [124] Gu XH, Zeng QF, Mao ZG *et al.* Water environment change over the period 2007-2016 and the strategy of fishery improve the water quality of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(2): 305-318. DOI: 10.18307/2019.0201. [谷孝鸿, 曾庆飞, 毛志刚等. 太湖 2007—2016 十年水环境演变及“以渔改水”策略探讨. 湖泊科学, 2019, **31**(2): 305-318.]
- [125] Mao XW, Dai QZ, Wu HY *et al.* Calculation and analysis of total phosphorus pollution load based on mass balance in Lake Taihu since 2007. *J Lake Sci*, 2023, **35**(5): 1594-1605. DOI: 10.18307/2023.0520. [毛新伟, 代倩子, 吴浩云等. 2007 年以来太湖总磷污染负荷质量平衡计算与分析. 湖泊科学, 2023, **35**(5): 1594-1605.]
- [126] Liu H, Zhu W, Hou H *et al.* Fick diffusion release flux study of DTP at the substrate-water interface of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2024, **36**(6): 1732-1742. DOI: 10.18307/2024.0621. [刘环, 朱伟, 侯豪等. 太湖底泥-水界面 DTP 的 Fick 扩散释放通量研究. 湖泊科学, 2024, **36**(6): 1732-1742.]