

动力扰动下太湖梅梁湾水-沉积物 界面的营养盐释放通量*

罗澍葱^{①**} 秦伯强^{①***} 朱广伟^① 孙小静^① 洪大林^② 高亚军^② 谢 瑞^②

(^①中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008; ^②南京水利科学研究院, 南京 210024)

摘要 通过波浪水槽试验,研究了不同水动力扰动条件下太湖梅梁湾水-沉积物界面的营养盐通量. 结果发现,水动力扰动对该通量的影响很大,在中等扰动强度下(水底波切应力为 $0.019 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$,相当于梅梁湾中部夏季盛行风-东南风风速 $5\sim 7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), TN, DTN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的通量分别为 1.92×10^{-3} , -1.81×10^{-4} 和 $5.28\times 10^{-4} \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (向上为正,向下为负),而TP, TDP和SRP的通量分别为 5.69×10^{-4} , 1.68×10^{-4} 和 $-1.29\times 10^{-4} \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. 根据对气象资料的统计,夏季 $5\sim 7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 东南风风速的最大持续时间为 15^{h} ,以上述通量和风速持续时间进行计算,太湖底泥区域按水面积的47.45%,将分别有111 t TN, 32 t $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 34 t TP和10 t TDP进入水体,可分别导致整个太湖水体中相应的平均浓度升高约0.025, 0.007, 0.007和0.002 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. 当扰动增大时(水底波切应力为 $0.217 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$,相当于梅梁湾中部东南风速 $10\sim 11 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$),营养盐通量显著增加,其中TN, DTN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别达 1.16×10^{-2} , 6.76×10^{-3} 和 $1.14\times 10^{-2} \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,而TP通量亦大幅度上升,达到 $2.14\times 10^{-3} \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,上述通量的增加幅度均达到一个量级以上. 但是,TDP的通量有所减小,其值为 $9.54\times 10^{-5} \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,而SRP虽然存在增加趋势,但其通量值却很小($5.42\times 10^{-5} \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). 统计结果显示,太湖地区该风速的持续时间不超过 5^{h} . 若以 5^{h} 计,在上述强扰动情况下,营养盐释放量分别为232 t TN, 134.9 t DTN, 228 t $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 42.7 t TP, 2.0 t TDP和1.1 t SRP,水体中相应的平均浓度的升高量为0.050, 0.029, 0.049, 0.009, 0.0004和0.0002 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. 由此可见,在浅水湖泊中,动力扰动能造成水体中营养盐浓度的急剧升高,虽然在微扰动情况下,有些指标的释放通量出现负值(如DTN和SRP),水底沉积物表现为上述营养盐成分的汇集场所,但沉积物中大多数营养盐成分会随着底泥悬浮和水体-沉积物界面环境条件的改变而进入水体,给水体生态系统带来严重影响,这也是浅水湖泊所具有的显著特征之一.

2005-03-16 收稿, 2005-09-22 收修改稿

* 中国科学院知识创新工程重大项目(编号: KZCX1-SW-12)、国家自然科学基金项目(批准号: 40501078)、国家高新技术研究发展规划项目(编号: 2002AA601011)和中国科学院南京地理与湖泊研究所所长基金项目联合资助

** E-mail: lcluo@niglas.ac.cn

*** E-mail: qinbq@niglas.ac.cn

关键词 水动力 扰动 水-沉积物界面 营养盐 释放通量 太湖

在浅水湖泊中, 内源负荷已经受到广泛关注^[1-6], 因为沉积物中营养盐不仅通过分子扩散和浓度梯度扩散(即静态扩散)进入水体^[7-8], 而且由于水表面受到动力扰动, 通过底泥悬浮和对水-沉积物界面环境条件的改变而大量进入水体中, 并且这种紊动扩散造成的释放量远远大于通过静态扩散所产生的释放量^[7,9]. 水体中营养盐的大量增加, 特别是氮(N)和磷(P)等营养成分的增加, 由于其对淡水生态系统中的自养生物非常重要^[10-11], 因此能对自养生物的生物量和种群结构产生显著影响^[12-13], 甚至出现藻类暴发^[14], 严重威胁着水体生态系统的安全.

有关对水体-沉积物界面上静态扩散的研究颇多^[15-19], 均基于对沉积物孔隙水和上覆水中营养盐浓度的连续观测或Fick定律的计算结果, 得出在水体无扰动情况下营养盐的扩散通量. 并且得出, 该扩散通量从很大程度上取决于环境因子, 如水-沉积物界面上的温度, pH, 溶解氧浓度(DO), 氧化还原电位(Eh)以及沉积物本身的理化学特性等^[20-21]. 而对于动态释放, 由于其与水动力条件有关(如波浪、潮流等), 无论在室内或野外观测中, 在相同时间尺度上, 其量级远大于静态扩散的量级^[6,22-25], 如Sondergaard等^[25]在丹麦Arreso湖(浅水湖泊, 面积为41 km², 水深介于2~4 m之间)中观测水-沉积物界面的磷释放时发现, 在沉积物悬浮过程中可使上覆水中磷的浓度增加20~30倍, 而这是静态扩散所无法达到的程度. 相对于静态扩散来说, 对动态扩散的研究较少, 且鲜有计算动态扩散通量的报道.

在太湖中, 范成新等^[6]通过将烘干后的沉积物和蒸馏水放入三角瓶中, 使用振荡器来模拟野外动力扰动情况下的内源释放, 得出了太湖中动力扰动下悬浮颗粒物中可溶性活性磷(SRP)对整个湖体磷贡献约为外源输入的15.0%, 为河道SRP入湖量的4.7~7.5倍. 该试验提出了动态内源释放在太湖中的重要性, 但没有建立实地风浪强度和内源释放通量之间的定量关系, 也没有考虑到风向的影响. 秦伯强等^[4]通过模型的方式估算了一次大的风浪过程中太湖的内源释放量, 但没有计算不同扰动下的释放

量. 朱广伟等^[26]的试验结果虽然观测了不同扰动下水体中营养盐的变化量, 但没有计算不同营养盐的释放通量, 无法为内源释放模式提供需率定的参数, 也没有进行进行全湖释放量的计算. 因此, 本文基于水槽试验的观测结果, 分别计算了太湖梅梁湾沉积物在受不同扰动(东南风 5~7 m·s⁻¹和 10~11 m·s⁻¹)情况下营养盐的释放通量, 并以该通量为基础, 计算了全湖由于扰动而导致的水体中营养盐的增量, 以期对太湖年内源释放量的计算提供更进一步的参考, 并为太湖富营养化治理(如底泥疏浚)提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 水槽试验

将采于太湖梅梁湾中部(120°10'45"E, 31°28'44"N)底泥铺设到波浪水槽中, 沉降一定时间使其表层容重达到所要求的值(采样点表层2 cm底泥的湿容重平均值为1.34 g·cm⁻³, 有机质含量以烧失量计为3.88%). 波浪水槽长度为30 m, 宽度0.5 m, 高度0.7 m, 一头装置推板式造波机, 用以产生固定周期的波高(周期可通过控制设备任意设定), 另一头为消浪装置, 中间铺设所采底泥(长度约10 m, 厚度0.1 m, 图1). 试验时, 周期通过控制室设定为固定值, 固定周期内的波高在某一范围内可任意调节, 考虑到底部和水槽壁的摩擦对波能的衰减作用, 在底泥铺设段的两端均架设有波浪探头以测量波高, 所得均值即为水槽试验波高.

1.2 水样采集与营养盐分析

试验共分两次, 时间分别为2003年12月1日和30日, 两次试验中的水深, 周期, 采样深度及其他指标见表1. 在底泥起启动前, 使用虹吸管采集水样以确定背景值, 然后调节波高, 使之由小变大, 至底泥刚好起启动时保持波高不变, 稳定一段时间, 并在此时间段内每隔一定时间采集水样, 然后加大波高进行掀沙试验, 并同时采水样, 分析上覆水中营养盐浓度的连续变化特征.

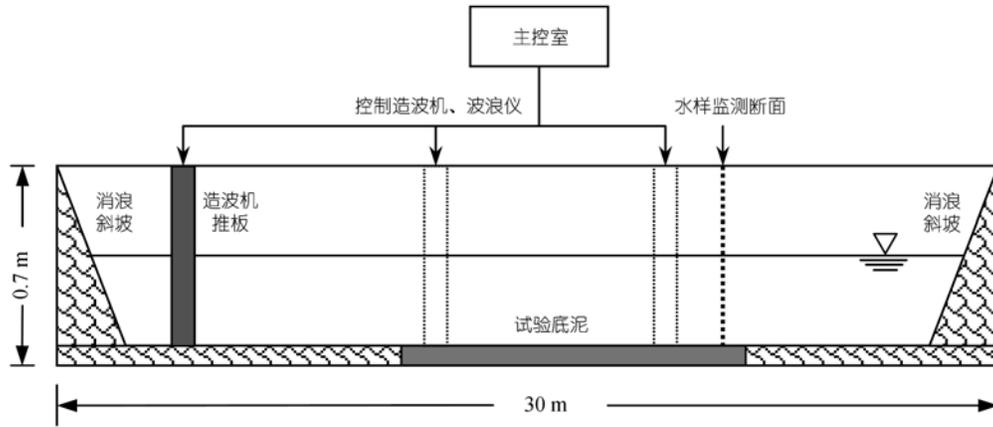


图 1 波浪水槽示意图

表 1 水槽试验参数

时间	水深 /cm	周期/s	表层底泥容重 /g·m ⁻³	采样深度距底 /cm	
试验 1 1/12/2003	40	0.8	1.27	35	15 5
试验 2 30/12/2003	30	1.0	1.32	25	5

水质分析指标包括: 总氮(TN), 溶解性总氮(DTN), 氨氮(NH₄⁺-N), 总磷(TP), 溶解性总磷(DTP), 溶解性活性磷(SRP)和溶解性有机碳(DOC). 其中 TN, DTN, TP和DTP的测定分别采用碱性过硫酸钾消解后 210 nm比色法和钼锑抗分光光度法. 测定 NH₄⁺-N和SRP时,将水样过滤(GF/F滤膜, 孔径 0.45 μm)后,由Skalar流动分析仪测定^[26]. DOC的测定为水样过滤后由I/O 1020A型TOC仪完成.

1.3 扰动强度和营养盐通量的计算

因为两次试验中波高和水深不同, 因此采用计算水底波切应力来衡量扰动强度, 具体计算方法参见文献^[27-29]. 上覆水中平均营养盐浓度通过对整个水柱的积分求出, 其方法如下:

$$\bar{C} = \int_0^D C_z dz, \quad (1)$$

其中, \bar{C} 为水柱平均浓度, D 为水深, C_z 代表距底 z 深度上的营养盐浓度. 营养盐通量表示单位时间单位面积上覆水柱内营养盐总量的变化, 因此可通过如下方程求出:

$$\text{Flux} = \Delta \bar{C} \cdot D / \Delta t, \quad (2)$$

式中, $\Delta \bar{C}$ 代表相邻时间间隔内水柱平均营养盐浓度的变化量, D 为水深, Δt 为时间增量. 联立(1)和(2)式, 便可计算出营养盐通量 Flux.

2 结果

在第一次试验中, 整个扰动过程的平均波高为 7.2 cm, 水槽中水深和波浪周期为固定值, 分别为 40 cm和 0.8 s, 根据计算结果, 波浪作用在水-沉积物界面上所产生的切应力(Wave Stress, 以 WS 表示)为 $0.019 \text{ N} \cdot \text{m}^{-2}$. 根据以往对太湖气象资料的统计, 往往夏季盛行东南风, 而冬季盛行西北风, 而夏季也是容易出现强扰动的季节, 因此本文中利用东南风在底泥取样点所产生的扰动强度与水槽试验中的扰动强度进行对比, 以估算太湖在东南风影响下的内源释放量. 通过浅水波浪模式(SMB模式), 计算了东南风不同风速情况下在梅梁湾底泥采样点的有效波高, 进而根据线性波理论计算出了相应的底部切应力. 计算结果显示, 第一次试验中扰动强度相当于 $5\sim 7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 的东南风在沉积物采样点所产生的扰动强度, 而这也是太湖中较为常见的风速, 可代表中等扰动情况. 扰动强度在第二次试验中明显加大, 水底波切应力达到 $0.217 \text{ N} \cdot \text{m}^{-2}$, 相当于梅梁湾中部东南风 $10\sim 11 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 已经进入掀沙状态, 观测时水体非常浑浊, 很难分辨出水-沉积物界面的具体位置, 因此可代表太湖受到大风(如热带风暴和台

风)扰动时的情况. 根据对 1998 年全年逐时风速风向的统计结果, 全年中 $5\sim 7\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 东南风的出现频率为 12%, 最大持续时间为 15^{h} , 东南风 $10\sim 11\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的出现频率约为 0.5%, 最大持续时间为 5^{h} 左右, 因此可以使用上述最大持续时间来计算一次东南风扰动下所能产生的内源释放量.

根据(1)和(2)式, 对界面上的营养盐通量进行了计算, 并以该计算结果为基础, 利用对太湖气象资料的统计结果, 计算了营养盐从沉积物进入水体中的总量, 和导致水体中相应平均浓度的变化(平均浓度升高量), 结果见表 2. 可以看出, 在中等扰动情况下, 除 TN 通量达到 $1.92\times 10^{-3}\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 外, 其他营养盐通量均小于 $1.0\times 10^{-3}\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, 其中 TDN 和 SRP 通量出现了负值. 根据结果, 当太湖 $5\sim 7\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的东南风持续稳定 15^{h} 时, 可使水体中 TN 的总量增加 111 t, 导致平均浓度升高约 $0.025\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, TP 的总量增加 34 t, 浓度升高 $0.007\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. 当扰动强度加大时(约合梅梁湾中心东南风风速 $10\sim 11\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), 此时所有指标的通量均为正值, 说明扰动均导致了水体中不同营养盐浓度的上升, 其中以 TN 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的通量最大, 量级达到 $10^{-2}\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, 分别可使水体增量达到 232 t 和 228 t, 浓度升高 0.050 和 $0.049\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (以连续 5^{h} 计), TDN 浓度亦显著升高. TP 的通量为 $2.14\times 10^{-3}\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, TDP 和 SRP 的通量较小, 但均为正通量, 其值分别为 9.54×10^{-5} 和 $5.42\times 10^{-5}\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, 5^{h} 增量分别为 2.0 和 1.1 t, 可导致浓度约升高为 0.0004 和 $0.0002\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. 由此可见, 强扰动条件下, 水体中各营养成分的浓度均可升高, 有的甚至发生急剧变化, 能给水体生态系统带来重要影响.

3 讨论

本文中, 当底部切应力达到为 $0.019\text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ 时, 底泥已经产生了启动, 而秦伯强等^[4]发现, 对于中值粒径 0.017 mm , 容重 $1.3\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 的太湖表层底泥, 临界启动切应力平均为 $0.037\text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ 左右, 由于底泥临界启动应力与底泥粒径, 粘性, 含水率, 形状, 密度和其他化学特性有关, 极其复杂, 因此两次试验的结果并不相同, 这说明了太湖底泥理化特性的空间和时间差异非常大. 其实, 底泥的临界切应力应该是某一个范围, 因此该文章中提出了平均值为 $0.037\text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$ 左右, 与本文所得到的结果并不矛盾, 相反, 进一步说明了底泥临界切应力是综合各种复杂因素而得到的结果.

不同扰动情况下, 水-沉积物界面通量值出现了较大的差异, 说明了扰动对界面营养盐通量具有强烈影响. 扰动较小时, 大部分营养盐均为正通量, 即从沉积物向上覆水中释放, 但 TDN 和 SRP 出现了负值, 说明水体中其浓度随时间在逐渐减小. 其原因可能是 TDN 和 SRP 均为溶解性物质, 容易被水体中颗粒态物质和表层沉积物所吸附^[30-31], 而扰动情况下由于沉积物的悬浮会导致水体中悬浮物浓度的迅速增加, 更进一步增加了溶解性物质被吸附的可能性. 此外, 在水体被扰动后, 水体中 DO 浓度会增加^[32], 甚至能影响到较深层的沉积物, 导致间隙水 DO 浓度的上升^[33], 并可能在沉积物表面形成一个很薄的氧化层^[19], 使表层沉积物中金属元素(如 Fe 和 Mn)的吸附能力增加^[32]. 这种作用导致水体中 TDN 和 SRP 浓度的降低幅度, 很可能超过了沉积物释放导致其升高的幅度, 故出现了负通量. 由于上述机制对水体中溶解性物质浓度的影响从很大程度上依赖于水体和沉积物的环境及其营养盐成份, 因此并非所有的溶

表 2 通过水槽试验得到的营养盐释放通量, 最大可能释放量和水体中浓度的增量

营养盐	波切应力/ $0.019\text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$			波切应力/ $0.217\text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$		
	通量/ $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	15^{h} 增量/t	15^{h} 平均浓度升高量/ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	通量/ $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	5^{h} 增量/t	5^{h} 平均浓度升高量/ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
TN	1.92×10^{-3}	111	0.025	1.16×10^{-2}	232	0.050
TDN	-1.81×10^{-4}	-10	-0.002	6.76×10^{-3}	134.9	0.029
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	5.28×10^{-4}	32	0.007	1.14×10^{-2}	228	0.049
TP	5.69×10^{-4}	34	0.007	2.14×10^{-3}	42.7	0.009
TDP	1.68×10^{-4}	10	0.002	9.54×10^{-5}	2.0	0.0004
SRP	-1.29×10^{-4}	-7.6	-0.002	5.42×10^{-5}	1.1	0.0002

表 3 不同水域静态释放通量与本文计算结果的对比

研究区域	释放通量/ $10^{-6} \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$		
	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	TP	TDP
Baltic Sea ^[36]	36.4~135		
Lions Gulf ^[37]	3.56~33.1	2.5~10.4	
Jamsil Dam ^[38]		99.2~132	
Lake Chungpyung ^[38]		41.3~66	
Tolo Harbour ^[19,39]	718	36.7	42.8~227
太湖五里湖 ^[35]	1830		23.7
太湖梅梁湾 ^[35]	<0		6.76
本文结果	528~11400	569~2140	168~954

解性物质均能出现负通量。当扰动加强时,可能由于大量的底泥悬浮使水体中营养盐含量急剧增加,而上述机制的影响相对较小,致使水体中所有物质浓度保持上升趋势,因此并没有出现负通量。其实,在扰动情况下,溶解性物质在水体中浓度的变化除了与水-沉积物界面的吸附和通量有关外,还与水体本身有关。如高光^[34]等发现水体中碱性磷酸酶能够将其他形态的磷酶解而成溶解性反应磷(DRP),即使在水体中生物可利用磷缺乏的情况下,也能维持藻类,细菌等的生长,酶解速度与碱性磷酸酶的活性有关,结合磷的矿化过程,水体中磷的最短周转时间仅需数分钟。因此本文中发现水体在不同扰动情况下溶解性磷的通量不同的结果,可能也与类似的现象有关,这也是一个值得深究的极其复杂的问题,有待于进一步探讨和发现。

本文对营养盐通量的计算结果可能略高于实际值,因为实际水体中存在营养盐的沉降,而这在水槽试验中非常难以确定,计算时略去了营养盐沉降的影响。因此本文的计算结果只是表明扰动下有多少营养盐可能进入水体,以表明浅水湖泊中扰动对水-沉积物界面营养盐交换的重要影响。营养盐进入水体后,有的可能被颗粒物所吸附,由于沉降作用而又重新进入沉积物中,有的可能参与水体中的营养盐循环,为生物可利用或通过可能途径(如蒸发,出流,鱼类捕捞和水草回收等)而排出湖泊生态系统。范成新等^[35]曾研究了恒温条件下(25℃)太湖梅梁湾TDP的静态释放情况,得出释放速率大约为 $6.76 \times 10^{-6} \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,比本文所得结果小 1~2 个数量级,而五里湖 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的释放速率虽然超过 $1000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,也位于本文所得结果的低值范围,

与最大值相差较大,TDP通量亦远小于本文结果(表3),其差别主要由动力扰动造成。在深水域,由于扰动能量向深水层传递时会逐渐衰减,达底层时所剩无几,若水体足够深时,表面波动能量还影响不到底层,因此以往大多对深水域沉积物中间隙水的释放均为静态释放,表3列出了不同水域中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$,TP和TDP的静态释放通量。不难发现,所有值均远小于太湖动力扰动下的释放通量,足可见太湖中动力扰动对内源释放的强烈影响。

沉积物再悬浮导出的另一个问题是底泥疏浚问题,由于湖泊中营养盐会因颗粒物的吸附而沉降进入沉积物中^[40],而随着沉积物的不断悬浮,这些营养盐会在水体与沉积物之间循环,延缓水体生态系统的恢复^[1,3,41],因此提出了底泥疏浚的问题,但该措施是否能有效抑制水体的富营养化,争议颇大^[42]。虽然目前对底泥疏浚能否改善水体生态系统尚不甚明了,但是底泥悬浮对水体富营养化的影响已经引起了普遍关注,这足以说明再悬浮对湖泊生态系统的重要影响,其导致的环境效应和营养盐转化与循环是浅水湖泊研究的重要理论问题,也是湖泊环境治理与管理的重要理论基础。本文的计算结果证实了太湖中动力扰动能导致水体中营养盐的显著增加,并定量计算了不同营养盐的释放通量,一者可为太湖内源释放模式提供参数,以更精确地计算不同扰动下水体中的营养盐增量,二者可为湖泊环境管理部门提供科学数据,以利于采取合适的措施来控制湖泊的富营养化。

参 考 文 献

- 1 Havens K E, Fukushima T, Xie P, et al. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu

- (PR China), and Okeechobee (USA). *Environmental Pollution*, 2001, 111: 263~272 [\[DOI\]](#)
- 2 Havens K E, Schelske C L. The importance of considering biological processes when setting total maximum daily loads (TMDL) for phosphorus in lakes and reservoirs. *Environmental Pollution*, 2001, 113: 1~9 [\[DOI\]](#)
- 3 Varjoa E, Liikainen A, Salonen V. A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediments of eutrophied lakes: Gypsum treatment to reduce internal loading. *Water Research*, 2003, 37: 1~10 [\[DOI\]](#)
- 4 秦伯强, 胡维平, 高 光. 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*, 48, (17): 1822~1831
- 5 肖化云, 刘丛强. 湖泊外源氮输入与内源氮释放辨析. *中国科学, D辑*, 2003, 33(6): 576~582
- 6 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
- 7 Portielje R, Lijklema L. Estimation of sediment-water exchange of solutes in Lake Veluwe, the Netherlands. *Water Research*, 1999, 33(1): 279~285 [\[DOI\]](#)
- 8 Perkins R G, Underwood G J C. 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 [\[DOI\]](#)
- 9 Qin B Q, Hu W P, Gao G, et al. The Dynamics of resuspension and conceptual mode of nutrient releases from sediments in large shallow Lake Taihu, China. *Chinese Sciences Bulletin*, 2004, 49: 54~64
- 10 Schindler D W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 1977, 195: 260~262
- 11 Hecky R E, Kilham P. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 1988, 33: 796~822
- 12 Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Macroalgal blooms in shallow coastal estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*, 1997, 42: 1105~1118
- 13 Philippart C J M, Cadee G C, van Raaphorst W, et al. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. *Limnology and Oceanography*, 2000, 45: 131~144
- 14 Paerl H W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology and Oceanography*, 1988, 33: 823~847
- 15 Appan A, Ting D S. A laboratory study of sediment phosphorus flux in two tropical reservoirs. *Water Science and Technology*, 1996, 34(7~8): 45~52 [\[DOI\]](#)
- 16 Gunnison D, Brannon J M, Smith I Jr, et al. A reaction chamber for study of interactions between sediments and water under conditions of static or continuous flow. *Water Research*, 1980, 14: 1529~1532 [\[DOI\]](#)
- 17 Wu F, Qing H, Wan G. Regeneration of N, P and Si near the sediment/water interface of lakes from southwestern china plateau. *Water Research*, 2001, 35(5): 1334~1337 [\[DOI\]](#)
- 18 Portielje R, Lambertus L. Estimation of sediment-water exchange of solutes in Lake Veluwe, the Netherlands. *Water Research*, 1999, 33(1): 279~285 [\[DOI\]](#)
- 19 Hu W F, Lo W, Chua H, et al. Nutrient release and sediment oxygen demand in a eutrophic land-locked embayment in Hong Kong, Environment. *International*, 2001, 26: 368~375
- 20 Xie L Q, Xie P, Tang H J. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by *Microcystis* blooms-an enclosure experiment in a hyper-eutrophic, subtropical Chinese lake. *Environmental Pollution*, 2003, 122: 391~399 [\[DOI\]](#)
- 21 Redshaw C J, Mason C F, Hayes C R, et al. Factors influencing phosphate exchange across the sediment-water interface of eutrophic reservoirs. *Hydrobiologia*, 1990, 192: 233~245 [\[DOI\]](#)
- 22 Frenette J J, Warwick W F, Legendre L, et al. Biological response to typhoon-induced mixing in two morphologically distinct basins in Lake Biwa. *Japan Journal of Limnology*, 1996, 4: 501~510
- 23 Holdren G C, Armstrong D E. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environmental Scientific Technology*, 1980, 14: 80~87
- 24 Robert R D, Waiser M J, Hadas O, et al. Relaxation of phosphorus limitation due to typhoon-induced mixing in two morphologically distinct basins of Lake Biwa. *Japan Limnology & Oceanography*, 1998, 43: 1023~1036
- 25 Sondergaard M, Kristensen M, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia*, 1992, 228: 91~99 [\[DOI\]](#)
- 26 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
- 27 罗激葱, 秦伯强, 朱广伟. 太湖沉积物的分布特征和不同动力扰动下的最大侵蚀深度. *泥沙研究*, 2004, 1: 9~14
- 28 罗激葱, 秦伯强. 太湖水动力作用对悬浮物迁移影响的研究. *湖泊科学*, 2004, 16 (3): 273~276.
- 29 罗激葱, 秦伯强, 胡维平, 等. 太湖波动特征分析. *水动力学研究与进展*, 2004, 19 (5): 664~670
- 30 Rosenfeld J K. Ammonium adsorption in nearshore anoxic sediments. *Limnology & Oceanography*, 1979, 24(2): 356~364
- 31 Froelich P N. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphorus buffer mechanism. *Limnology & Oceanography*, 1988, 33(4): 649~668
- 32 Eggleton J, Thomas K V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 2004, 30: 973~980 [\[DOI\]](#)
- 33 Simpson S L, Apte S C, Batel G E. Effect of short-term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments. *Environmental Scientific Technology*, 1998, 32: 620~625 [\[DOI\]](#)
- 34 高 光, 朱广伟, 秦伯强, 等. 太湖水体中碱性磷酸酶的活性

- 及磷的矿化速率. 中国科学 D 辑, 2005, 35(增刊II): 157~165
- 35 范成新, 秦伯强, 孙 越. 梅梁湾和五里湖水-沉积物界面的物质交换. 湖泊科学, 1998, 10(1): 73~78
- 36 Conley D J, Stockenberg A, Carman R, et al. Sediment-water Nutrient Fluxes in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1997, 45: 591~598 [\[DOI\]](#)
- 37 Denis L, Grenz C. Spatial variability in oxygen and nutrient fluxes at the sediment-water interface on the continental shelf in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 2003, 26: 373~389 [\[DOI\]](#)
- 38 Kim L-H, Choi E, Stenstrom M K. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. *Chemosphere*, 2003, 50: 53~61 [\[DOI\]](#)
- 39 Chau K W. Field measurements of SOD and sediment nutrient fluxes in a land-locked embayment in Hong Kong. *Advances in Environmental Research*, 2002, 6: 135~142. [\[DOI\]](#)
- 40 Sheng Y P, Lick W. The transport and resuspension of sediments in a shallow lake. *Journal of Geophysical Research*, 1979, 84: 1809~1826
- 41 Gardner W S, Seitzinger S P, Malczyk J M. The effects of sea salts on the forms of nitrogen released from estuarine and freshwater sediments: does ion pairing affect ammonium flux? *Estuaries*, 1991, 14(2): 157~66 [\[DOI\]](#)
- 42 濮培民, 王国祥, 胡春华, 等. 范成新底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗, 湖泊科学, 2000, 12(3): 269~279