

沉积物内源营养盐释放机制及其研究方法综述

尹以裕

云南师范大学地理学部, 云南 昆明

收稿日期: 2025年4月7日; 录用日期: 2025年5月10日; 发布日期: 2025年5月23日

摘要

湖泊作为关键淡水资源库, 其富营养化治理因沉积物内源释放的“源-汇”双重特性而面临严峻挑战。沉积物通过吸附-沉降过程累积营养盐, 构成污染物的“汇”, 但在环境扰动下又可转化为加剧富营养化的持续性“源”。当前沉积物释放的研究方法分为理论模型(质量平衡、分子扩散、反应-输送模型)与实验模拟(柱芯培养、水底培养箱、动力水槽法)两大体系。理论法擅长大尺度预测, 但受参数敏感性限制; 实验法生态保真度高, 却难以复现动态扰动。分子扩散模型因边界层厚度(Z)误差易致通量偏差 $>25%$, 柱芯培养法受限于静态模拟与壁面效应。新兴技术如数字孪生系统通过整合遥感与传感器数据, 将内源负荷预测周期缩短至周尺度(如红枫湖案例), 展现多源数据融合潜力。未来研究需突破三大瓶颈: 建立边界层厚度标准化参数体系, 发展机器学习优化的扩散模型; 研发高分辨原位监测技术(光纤阵列与声学多普勒联用); 构建沉积物通量大数据平台, 评估气候变化对内源负荷的累积效应。通过跨学科融合与理论-技术-数据整合, 可为富营养化防控提供精准决策支撑。

关键词

富营养化, 沉积物-水界面, 内源释放, 研究方法

A Review of Sediment Endogenous Nutrient Release Mechanisms and Research Methodologies

Yiyu Yin

Faculty of Geography, Yunnan Normal University, Kunming Yunnan

Received: Apr. 7th, 2025; accepted: May 10th, 2025; published: May 23rd, 2025

Abstract

Lakes, as critical freshwater reservoirs, face severe challenges in eutrophication control due to the

dual “source-sink” characteristics of sediment endogenous nutrient release. Sediments accumulate nutrients through adsorption-sedimentation processes, acting as a “sink” for pollutants, yet they transform into persistent “sources” exacerbating eutrophication under environmental disturbances. Current research methodologies for sediment release are categorized into two systems: theoretical models (mass balance, molecular diffusion, and reactive transport models) and experimental simulations (core incubation, benthic chambers, hydrodynamic flume experiments). Theoretical approaches excel in large-scale predictions but are constrained by parameter sensitivity, while experimental methods offer high ecological fidelity yet struggle to replicate dynamic disturbances. Molecular diffusion models may yield flux deviations exceeding 25% due to errors in boundary layer thickness (Z), and core incubation methods are limited by static simulations and wall effects. Emerging technologies like digital twin systems, integrating remote sensing and sensor data, have shortened the prediction cycle for endogenous nutrient loads to a weekly scale (e.g., the Hongfeng Lake case), demonstrating the potential of multi-source data fusion. Future research must address three key bottlenecks: establishing standardized parameters for boundary layer thickness, developing machine learning-optimized diffusion models, advancing high-resolution in-situ monitoring technologies (e.g., fiber-optic arrays coupled with acoustic Doppler profilers), and constructing big data platforms for sediment flux analysis to assess cumulative climate change impacts on endogenous loads. Cross-disciplinary integration of theory, technology, and data will provide precise decision-making support for eutrophication mitigation.

Keywords

Eutrophication, Sediment-Water Interface, Endogenous Release, Research Methods

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

湖泊作为重要的淡水资源库和流域生态系统核心单元[1][2], 在区域水循环调控、气候调节、洪水调蓄、地貌塑造及生物多样性维持等方面发挥着不可替代的生态功能。然而, 伴随工业化进程加速, 全球浅水湖泊自 20 世纪初普遍面临富营养化加剧的严峻挑战[3], 这一现象不仅显著降低水体功能价值, 更通过生态系统级联效应制约区域可持续发展[4]。

在湖泊物质循环体系中, 沉积物作为“营养盐中转站”具有双重角色特征。一方面, 其通过吸附-沉降过程富集流域输入的碳、氮、磷等营养元素, 构成水生植物生长的基质库和污染物的终极“汇”[5], 另一方面, 在环境扰动(如 pH 波动、溶解氧变化、微生物活动等)驱动下, 沉积物中累积的营养盐可通过溶解-解吸-矿化等界面过程向上覆水体释放, 转化为加剧富营养化的持续性“源”[6]。研究证实, 氮磷营养盐的内源释放对湖泊富营养化进程具有显著促进作用[7], 特别是在外源输入得到有效控制后, 沉积物释放的内源负荷可能成为维持水体富营养状态的主导因素[8]。滇池治理案例显示, 即使完全阻断外源输入, 沉积物内源磷释放仍可维持当前水体污染水平长达 63 年[9], 这一实证凸显了沉积物-水界面过程调控在湖泊治理中的战略地位。

国际上关于沉积物释放过程的系统研究始于 20 世纪中叶[10], 沉积物-水界面作为物质交换的关键界面, 其动态过程主要涉及界面及其邻近区域内溶解态物质的迁移扩散与形态转化。该领域的定量研究体系始于 Berner [11]开创性的理论奠基, 其构建的沉积物-水界面物质通量计算方法为后续研究提供了重要范式。不久 Lerman [12]通过实验研究系统完善了该方法, 从颗粒物沉降动力学到化学物质交换通量

测定等方面进行了突破性拓展。从研究发展脉络来看,早期研究(1930~1960年)主要聚焦于基础特性分析,包括1941年首次报道的湖泊泥水界面可溶性铁磷交换机制研究[13],以及河流湖泊沉积物物理化学特性表征[14]、营养盐含量测定方法开发[15][16]和污染物迁移机理探索[17]等基础性工作。随着分析技术的进步,研究重点逐渐转向界面过程的定量解析,通过精确测定溶解态物质在沉积物-水界面的通量,不仅可量化沉积物中再生、活化态物质向上覆水的释放潜力[18],更能有效评估历史沉积对现代水体的持续性影响,以及沉积物内源负荷对湖泊营养盐循环的贡献率。

尽管沉积物内源释放机制研究已取得显著进展,但现有方法在模拟精度、环境真实性及多因子耦合分析方面仍存在局限,当前研究共识表明,单纯控制外源输入难以实现富营养化湖泊的生态修复[19]。例如静态模拟方法(如柱芯培养法)难以复现自然水动力扰动下的界面过程,而动态模拟技术(如水槽实验)对沉积物结构的保真度不足;同时,环境因子(如溶解氧、微生物活性)的交互作用对营养盐形态转化的调控机制尚不清晰。本研究通过梳理沉积物-水界面营养盐释放机制,对比分析现有方法的适用性与局限性,旨在为富营养化湖泊治理提供理论支撑与技术优化方向。

2. 沉积物营养盐赋存形态与转化

湖泊沉积物是湖泊生态系统的重要组成部分,水流携带的各种入湖营养物质,经过一系列的物理、化学以及生物作用,形成疏松、富含有机质和营养盐的表层淤泥,是流域内各种物质,如有机质、营养盐、污染物、颗粒物等重要的蓄积库[20],它介于湖盆与湖泊水体之间,不断与上下界面进行着各种物质与能量交换[21]。进入沉积物的营养物质一部分形成内生稳定矿物而被“永久”埋藏,不参与水体中各种物质循环,而另一部分则通过间隙水释放至水体,再次被各种水生生物吸收利用,重新参与到湖泊生态系统的物质循环[21],这种“汇-源”转化特性使沉积物成为湖泊营养盐循环的关键调控节点。沉积物营养盐释放机制主要有物理机制、化学机制以及生物机制。影响沉积物营养盐释放的环境因子主要包括温度、溶解氧、pH、有机质含量和水动力条件等,这些环境因子相互作用,各因子间的协同、拮抗效应共同塑造了营养盐的界面迁移通量及生态风险阈值。

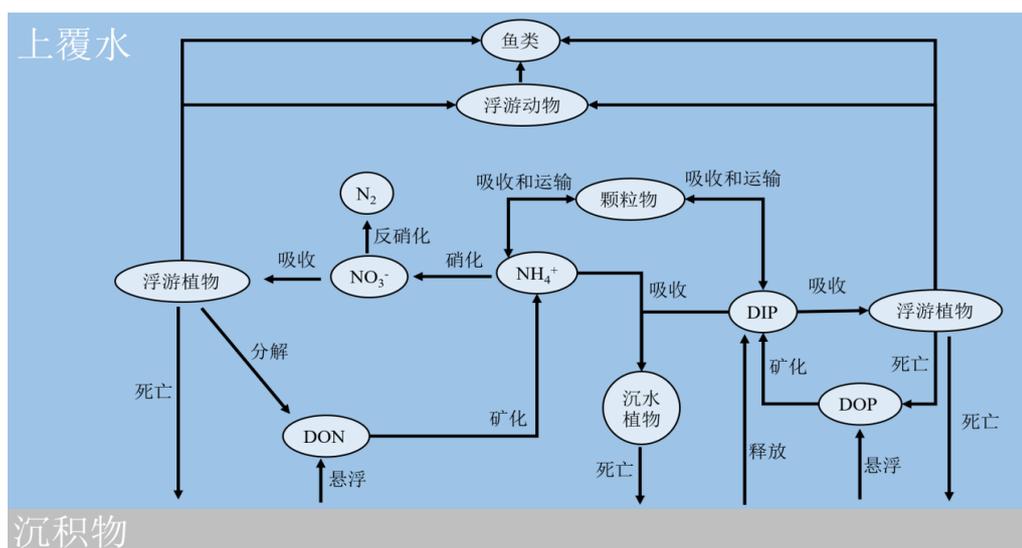


Figure 1. Nutrient transformation processes at the sediment-water interface

图 1. 沉积物-水界面营养盐转化过程

沉积物中的营养盐以多种形态存在,氮在沉积物中的主要赋存形态包括有机氮、氨氮(NH_4^+)、硝态

氮(NO_3^-)和亚硝态氮(NO_2^-), 这些形态之间通过一系列物理、化学和生物过程相互转换(图 1)。例如, 有机氮(如蛋白质、氨基酸、核酸)在微生物的作用下分解为 NH_4^+ 。 NO_2^- 是硝化作用和反硝化作用的中间产物, 可能在某些条件下积累, 进一步转化为 NO_3^- 或 N_2 。 NH_4^+ 在好氧条件下被硝化细菌氧化为 NO_2^- , 进而氧化为 NO_3^- 。 NO_3^- 在厌氧条件下被反硝化细菌还原为 N_2 或氧化亚氮(N_2O), 从而从水体中去除。而磷的赋存形态则包括有机磷(如磷脂、核酸等)和无机磷(如磷酸盐、铁结合磷等)两大类。有机磷在微生物的作用下分解成磷酸盐(PO_4^{3-}), 而 PO_4^{3-} 可以通过物理吸附或化学结合固定在沉积物颗粒表面, 或在环境条件变化时解吸释放到水体中, 与此同时 PO_4^{3-} 被植物或微生物吸收并转化为有机磷, 成为生物体的一部分。

3. 沉积物释放研究方法

目前国内外常用的沉积物-水界面物质交换量化方法可归纳为 8 大类(表 1), 根据其基本原理可分为理论法和实验法两大体系。理论法主要包括质量平衡模型、分子扩散模型和反应-输送模型, 主要通过数学模型和计算进行模拟; 而实验法则涵盖表层沉积物培养法、沉积物柱芯培养法、水底培养箱法和动力水槽法。若按模拟体系状态分类, 则可分为静态法和动态法, 其中动力水槽法和动力再悬浮法属于动态模拟, 其余方法均为静态模拟。

在实验室研究中, 分子扩散模型法和沉积物柱芯培养法因其操作便捷性而应用最为广泛[22], Bozau 等[23]通过系统研究温度(0~18°C)和浓度势边界层厚度($Z=1、10、25、100\text{ mm}$)对 Fick 第一定律中扩散参数 D_0 的影响, 发现边界层厚度参数 Z 对计算结果的影响显著强于温度因素。该研究表明, 在准确计算物质释放速率时, 边界层厚度的合理取值对获得可靠结果具有决定性作用。李宝[24]对比研究进一步验证了实验方法的适用性差异, 对于具有高流动性和悬浮特性的沉积物体系, 采用柱状样静态模拟方法能够更准确地反映内源释放特征。

Table 1. Estimation methods and comparison of internal release fluxes at the sediment-water interface

表 1. 沉积物-水界面内源释放通量估算方法及其比较

方法	条件	优点	缺点	参考文献
质量衡算法	需对出入湖量进行收支平衡, 需有足够采样点和采样频次。	入湖河道少时简单, 无需沉积物方面的信息。	工作量大, 估算精度取决于外源结果的精准程度, 不能获知内源通量的空间分布。	黄绍基等[25], 王敬富等[26]
表层沉积物培养法	需配置流动培养等专业设备, 通过控制环境参数实现体系稳定性调控。	可开展静态与动态培养多场景研究; 结合稳定性同位素示踪、被动采样可提升污染物迁移转化机制解析精度。	取样过程易破坏沉积物原生层理结构; 实验体系与自然耦合过程存在差异; 培养前达到稳态的时间阈值缺乏普适性判定标准。	薛惊雅[27]等
沉积物柱芯培养法	采用柱状无扰动采样装置, 通过原位冷冻固封或压力平衡系统实现样品完整性保持。	三维层序结构保持率高; 支持溶解氧、温度等多因子耦合调控; 标准化操作流程, 可设平行样。	样品处理窗口期短; 取样补偿量需控制在柱体积 5% 以内; 柱径 < 10 cm 时界面效应显著。	杜奕衡[28]等, 范成新[29]等、王志齐[30]等
沉积物柱芯培养法	采用柱状无扰动采样装置, 通过原位冷冻固封或压力平衡系统实现样品完整性保持。	三维层序结构保持率高; 支持溶解氧、温度等多因子耦合调控; 标准化操作流程, 可设平行样。	样品处理窗口期短; 取样补偿量需控制在柱体积 5% 以内; 柱径 < 10 cm 时界面效应显著。	杜奕衡[28]等, 范成新[29]等、王志齐[30]等
水底培养箱法	基于模块化水底培养箱装置, 集成水力循环系统。通过锚固式布设与无线传输模块实现数据实时回传。	底泥理化性质与自然状态较一致; 可同步追踪参数连续变化; 避免样品转移扰动, 支持长时间连续观测。	循环泵运行导致氧化还原电位波动, 底栖生物活动区压缩; 布设难度大, 单次回收耗时长; 水深强流环境易引发箱体位移。	Yang L [31] et al.

续表

分子扩散模型法	依托高精度装置, 配备微电极阵列与时间序列采集模块, 支持室内模拟及浅水区原位实验, 动态平衡周期较长。	浓度梯度解析精度高; 使现场部署时间短; 可耦合软件实现非线性扩散过程模拟。	扩散距离 Z 的 10% 偏差可导致通量估算误差 >25%, 孔隙度取值需配合扫描验证; 实际浓度梯度非线性特征造成通量低估。	杜奕衡[28]等, 王志齐[30]等
反应-输送模型法	耦合动力学方程与偏微分方程, 构建沉积物-水界面多过程作用模拟平台。	支持生物扰动等多过程耦合模拟, 模型验证准确率高; 空间分辨率高。	物化参数需求多; 模拟结果与实测数据偏差较大; 野外验证成本占比高。	Doan PTK [32] <i>et al.</i>
动力水槽法	多因子水动力耦合调控; 支持沉积物再悬浮通量解析。	可复现水动力场景; 支持同步量化水生植物对底床的影响。	最大模拟水深小, 沉积物结构改变, 底栖生物群落难以完整保留; 实际紊流强度复现度低。	朱广伟[33]等
动力再悬浮法	样品的原位状态保持, 在线监测与追踪, 剪切动力学模拟; 单次实验可部署多组平行样。	沉积物表层结构破坏率小; 可精准模拟风速对应的底部剪切应力; 平行样组间数据离散度小。	壁效应导致通量低估; 实际底床紊流涡旋复现度仅达 65%; 取样体积回补需控制 \leq 柱体积 3%。	尤本胜[34]等

4. 沉积物研究方法对比分析

当前沉积物-水界面内源释放通量的定量化理论与实验法两大体系在适用场景和技术瓶颈上呈现显著差异。理论法依赖数学模型构建, 擅长大尺度长期趋势预测。质量平衡模型通过流域输入输出核算可快速估算内源负荷占比, 但其精度受限于外源数据的准确性, 且无法解析释放通量的空间异质性。分子扩散模型基于 Fick 定律计算浓度梯度驱动的扩散通量, 操作简便但易受边界层厚度参数(Z)的影响。研究表明, Z 值 10% 的偏差可导致通量估算误差超过 25%, 且实际浓度梯度的非线性特征常造成通量低估。反应-输送模型通过耦合动力学方程与偏微分方程, 可模拟生物扰动等多过程交互作用, 但对物化参数的需求量极大, 且野外验证成本高昂。针对现有方法瓶颈, 学科交叉创新正在开辟新路径, 通过融合反应-输送模型与宏基因组数据, 可量化硝化、反硝化菌群对氮形态转化的贡献率, 未来研究需聚焦多过程耦合(如物理-生物协同效应)与原位保真度提升, 量化微生物功能基因对氮转化的贡献率。除此之外, 分子扩散模型对非线性浓度梯度的适应性不足, 需结合微电极阵列实时监测与机器学习算法对扩散系数进行优化。

实验法则通过物理装置复现界面过程, 在机制解析方面更具生态真实性。柱芯培养法凭借沉积物三维层序结构的高保真特性, 成为溶解氧、温度多因子耦合实验的主流选择, 但其静态培养模式难以模拟风浪扰动引发的沉积物再悬浮, 且柱径 < 10 cm 时的壁面效应会扭曲界面物质分布。水底培养箱法通过锚固式原位布设规避样品转移扰动, 结合无线传感模块实现溶解氧-氧化还原电位的分钟级连续监测, 但循环泵引起的流场畸变可使局部剪切应力偏离自然状态, 优化动态模拟装置, 提升水动力条件(如紊流涡旋、剪切应力)的复现精度, 并建立标准化边界层厚度参数体系可能是突破方向。动态模拟方法(如动力水槽法、再悬浮法)虽能复现水动力条件, 但在沉积物结构保真度和紊流复现度方面仍存在不足。此外, 环境因子(溶解氧、pH、温度)通过调控氧化还原状态和微生物活性, 主导营养盐形态转化与释放潜力, 凸显多因子耦合研究的必要性。

更值得关注的是数字孪生技术的引入, 其通过构建湖泊沉积物“虚拟-实体”映射系统, 该系统通过同化卫星遥感、原位传感器[36]及实验室数据, 成功将内源负荷预测周期从月尺度缩短至周尺度, 在贵州红枫湖的实证中, 其氮磷释放量预测精准[35]。总体而言, 通过跨学科技术创新与多尺度模型整合, 有

望突破沉积物内源释放通量精准量化瓶颈，为富营养化湖泊治理提供更可靠的决策依据。

5. 结论与展望

(1) 理论法与实验法互补但各存局限。理论模型(质量平衡、分子扩散、反应-输送)擅长大尺度预测，但受参数敏感性(如边界层厚度误差)和非线性梯度适应性限制；实验法(柱芯培养、原位培养箱)生态保真度高，却难以模拟动态扰动且易受装置干扰，需协同优化以平衡异质性解析与真实性。

(2) 跨学科融合驱动技术突破。反应-输送模型结合宏基因组数据可量化微生物功能基因的氮转化贡献，微电极监测联合机器学习优化扩散系数，未来需强化多过程耦合(物理-生物)与高分辨原位监测，构建标准化参数体系。

(3) 数字孪生赋能精准预测。整合遥感、传感器及实验数据的数字孪生系统(如红枫湖案例)将预测周期缩至周尺度，通过多源数据同化和模型整合，为湖泊治理提供动态决策支持。

未来研究需着力完善三大体系：建立边界层厚度参数(Z)的标准化测定规程，发展基于机器学习的扩散系数空间拟合算法；研发耐腐蚀光纤阵列与声学多普勒剖面仪联用技术，实现沉积物-水界面通量的厘米级分辨率立体监测；构建湖泊沉积物通量观测大数据平台，通过同化百年尺度气候情景数据，评估升温与极端降水对内源负荷的累积效应。唯有通过理论-技术-数据的深度融合，方能在富营养化湖泊治理中实现从“被动响应”到“智能预控”的范式跃迁。

参考文献

- [1] 余景芝, 王炬, 蔡剑英, 等. 水动力条件对浅水湖泊沉积物氮磷释放的影响[J]. 中国环境科学, 2023, 43(8): 4219-4228.
- [2] 刘静玲, 杨志峰, 林超, 等. 流域生态需水规律研究[J]. 中国水利, 2006(13): 18-21.
- [3] 秦伯强. 太湖水环境面临的主要问题、研究动态与初步进展[J]. 湖泊科学, 1998, 10(4): 1-9.
- [4] 李寿年. 凤凰山区岩源磷对巢湖水体富营养化的影响[D]: [硕士学位论文]. 合肥: 合肥工业大学, 2014.
- [5] 袁轶君, 何鹏程, 刘娜娜, 等. 温度与扰动对鄱阳湖沉积物氮释放的影响[J]. 东华理工大学学报(自然科学版), 2020, 43(5): 495-500.
- [6] Garber, K.J. and Hartman, R.T. (1985) Internal Phosphorus Loading to Shallow Edinboro Lake in Northwestern Pennsylvania. *Hydrobiologia*, **122**, 45-52. <https://doi.org/10.1007/bf00018958>
- [7] 王伟, 卢少勇, 金相旭, 等. 洞庭湖沉积物及上覆水体氮的空间分布[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(S2): 6-10.
- [8] 王书锦, 刘云根, 梁启斌, 等. 罗时江河口湿地沉积物磷的空间分布及污染风险评价[J]. 环境工程学报, 2016, 10(2): 955-962.
- [9] 濮培民, 王国祥, 胡春华, 等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗? [J]. 湖泊科学, 2000, 12(3): 269-279.
- [10] Lijklema, L. (1986) Phosphorus Accumulation in Sediments and Internal Loading. *Hydrobiological Bulletin*, **20**, 213-224. <https://doi.org/10.1007/bf02291164>
- [11] Berner, A. and Early, D. (1980) A Theoretical Approach. Princeton University Press.
- [12] Lerman, A. (1978) Chemical Exchange across Sediment-Water Interface. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, **6**, 281-303. <https://doi.org/10.1146/annurev.ea.06.050178.001433>
- [13] Mortimer, C.H. (1941) The Exchange of Dissolved Substances between Mud and Water in Lakes. *The Journal of Ecology*, **29**, 280. <https://doi.org/10.2307/2256395>
- [14] Albrecht, A., Reiser, R., Lück, A., Stoll, J.A. and Giger, W. (1998) Radiocesium Dating of Sediments from Lakes and Reservoirs of Different Hydrological Regimes. *Environmental Science & Technology*, **32**, 1882-1887. <https://doi.org/10.1021/es970946h>
- [15] Kemp, A.L.W. and Mudrochova, A. (1972) Distribution and Forms of Nitrogen in a Lake Ontario Sediment Core. *Limnology and Oceanography*, **17**, 855-867. <https://doi.org/10.4319/lo.1972.17.6.0855>
- [16] Keeney, D.R., Konrad, J.G. and Chesters, G. (1970) Nitrogen Distribution in Some Wisconsin Lake Sediments. *Journal Water Pollution Control Federation*, **42**, 411-417.
- [17] Mortimer, C.H. (1971) Chemical Exchanges between Sediments and Water in the Great Lakes-Speculations on Probable

- Regulatory Mechanisms1. *Limnology and Oceanography*, **16**, 387-404. <https://doi.org/10.4319/lo.1971.16.2.0387>
- [18] Wang, S. and Wu, Z. (2016) The Basic Theory of P-Process at Sediment/Water Interface (SWI) in Lake. In: Wang, S. and Wu, Z., Eds., *DGT-Based Measurement of Phosphorus in Sediment Microzones and Rhizospheres*, Springer, 3-25. https://doi.org/10.1007/978-981-10-0721-7_1
- [19] 安敏, 黄岁霖. 海河干流表层沉积物总磷、总铁和有机质的含量及相关性分析[J]. 环境科学研究, 2007, 20(3): 63-67.
- [20] 李鑫. 浅水湖泊沉积物中氮的迁移转化机制研究[D]: [博士学位论文]. 天津: 天津大学, 2012.
- [21] 万国江. 环境质量的地球化学原理[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1988.
- [22] 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[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2023, 42(4): 903-913.
- [23] Bozau, E., Bechstedt, T., Friese, K., Frömmichen, R., Herzsprung, P., Koschorreck, M., et al. (2007) Biotechnological Remediation of an Acidic Pit Lake: Modelling the Basic Processes in a Mesocosm Experiment. *Journal of Geochemical Exploration*, **92**, 212-221. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.08.007>
- [24] 李宝, 丁士明, 范成新, 等. 滇池福保湾沉积物-水界面微量重金属扩散通量估算[J]. 环境化学, 2008, 27(6): 800-804.
- [25] 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[J]. 环境科学, 1992, 13(1): 83-84, 97.
- [26] 王敬富, 陈敬安, 罗婧, 等. 红枫湖沉积物内源磷释放通量估算方法的对比研究[J]. 地球与环境, 2018, 46(1): 1-6.
- [27] 薛惊雅, 姜星宇, 姚晓龙, 等. 傀儡湖沉积物-水界面硝酸盐异养还原过程研究[J]. 中国环境科学, 2018, 38(6): 2289-2296.
- [28] 杜奕衡, 刘成, 陈开宁, 等. 白洋淀沉积物氮磷赋存特征及其内源负荷[J]. 湖泊科学, 2018, 30(6): 1537-1551.
- [29] 范成新, 张路, 秦伯强, 等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量[J]. 湖泊科学, 2004, 16(1): 10-20.
- [30] 王志齐, 李宝, 梁仁君, 等. 南四湖内源氮磷释放的对比研究[J]. 环境科学学报, 2013, 33(2): 487-493.
- [31] Yang, L., Choi, J.H. and Hur, J. (2014) Benthic Flux of Dissolved Organic Matter from Lake Sediment at Different Redox Conditions and the Possible Effects of Biogeochemical Processes. *Water Research*, **61**, 97-107. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.009>
- [32] Doan, P.T.K., Watson, S.B., Markovic, S., Liang, A., Guo, J., Mugalingam, S., et al. (2018) Phosphorus Retention and Internal Loading in the Bay of Quinte, Lake Ontario, Using Diagenetic Modelling. *Science of The Total Environment*, **636**, 39-51. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.252>
- [33] 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[J]. 湖泊科学, 2005, 17(1): 61-68.
- [34] 尤本胜, 王同成, 范成新, 等. 太湖沉积物再悬浮模拟方法[J]. 湖泊科学, 2007, 19(5): 611-617.
- [35] 罗婧, 陈敬安, 王敬富, 等. 利用薄膜扩散梯度技术估算红枫湖沉积物磷释放通量[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2015, 34(5): 1014-1020.
- [36] 徐健, 赵保成, 魏思奇, 等. 数字孪生流域可视化技术研究与实践[J]. 水利水电快报, 2023, 44(8): 127-130.