

滇池(大泊口)生态修复后水体、沉积物氮磷变化及释放特征**

徐双^{1, 2, 3}, 李大鹏^{1, 2}, 潘继征^{3**}, 何尚卫⁴, 华映肖³, 李扬^{5**}

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215001)

(2. 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室, 苏州 215001)

(3. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与流域水安全全国重点实验室, 南京 210008)

(4. 盐城师范学院湿地学院, 盐城 224007)

(5. 昆明市滇池高原湖泊研究院, 昆明 650228)

摘要: 湖泊生态修复工程对水质改善效果的研究较为丰富,但对沉积物内源污染的动态变化及氮磷释放机制缺乏系统性评估,特别是高原富营养化湖泊生态修复后沉积物-水界面营养盐释放的季节性特征尚不明确。本研究以滇池草海典型富营养化水域大泊口为研究对象,通过对比生态修复区与未修复区在雨季(沉水植物生长旺盛期)和旱季(沉水植物衰亡期)的水环境特征、沉积物氮磷赋存形态及界面释放通量,系统阐明了生态修复区上覆水—沉积物系统氮磷时空分布特征及界面释放通量的季节演变规律。结果表明,生态修复改善了上覆水环境质量,水体结构呈现由藻型向草型转变的特征;修复区雨季水体总氮(TN)、总磷(TP)浓度较未修复区分别下降 53.9% 和 43.2%,透明度(SD)显著提升,溶解氧(DO)由过饱和状态回落至正常水平。在沉积物赋存方面,修复区呈现差异化的演变特征:沉积物总氮(STN)较未修复区显著削减约 50%,且可转化态氮(TTN)仅占总氮的 0.01%–0.02%,氮素以稳定形态为主;然而,生物有效磷(BAP)在修复区表层富集(达 468.72–534.35 mg/kg),形成了较高的潜在可释放磷库容。在氮磷释放特征方面,沉积物-水界面释放通量呈现明显的季节转换:雨季沉水植物生长旺盛时,界面以净吸附为主,溶解性活性磷(SRP)释放通量为 -1.08 mg/(m²·d);旱季植物残体分解改变了底质微环境,界面释放通量显著升高,部分点位氨氮(NH₄⁺-N)释放通量达 86.31–91.53 mg/(m²·d),为未修复区的 7 倍以上,SRP 亦转为释放状态。综合而言,大泊口生态修复工程在植物生长期表现为水质提升与界面净吸附特征,但在旱季存在由残体分解引发的氮磷再释放风险。针对高原浅水湖泊水位波动明显、植物季节性衰退集中的特点,沉水植物恢复措施应与旱季残体清除、水位调控及底质氧化维持等管护手段相结合,以控制季节性内源释放强度,为滇池全湖及同类高原湖泊内源污染治理提供科学依据与工程参考。

关键词: 生态修复; 沉水植物; 氮磷释放; 水体改善; 大泊口

Changes and release characteristics of nitrogen and phosphorus in water and sediments after ecological restoration of Dianchi Lake (Dabokou)*

Xu Shuang^{1, 2, 3}, Li Dapeng^{1, 2}, Pan Jizheng^{3**}, He Shangwei⁴, Hua Yingxiao³, Li Yang^{5**}

(1. School of Environmental and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, P.R.China)

(2. National-Local Joint Engineering Laboratory for Urban Domestic Wastewater Resource Utilization Technology, Suzhou 215009, P.R.China)

* 2025-11-27 收稿; 2026-03-22 收修改稿。

国家重点研发计划项目(2023YFC3208903)、滇池湖泊生态系统云南省野外科学研究观测站项目和江苏省研究生科研创新计划(KYCX21_3031)联合资助。

** 通信作者; 潘继征, E-mail: jzhp@niglas.ac.cn; 李扬, 13769132447@126.com。

(3. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

(4. Yancheng Teachers University Wetland College, Yancheng 24007, P.R.China)

(5. Kunming Dianchi and Plateau Lakes Institute, Kunming 650228, P.R.China)

Abstract: Numerous studies have focused on the water quality improvement effects of lake ecological restoration projects, yet systematic assessments of the dynamic variations in sediment endogenous pollution and the underlying mechanisms of nitrogen and phosphorus release remain insufficient. Specifically, the seasonal patterns of nutrient release at the sediment-water interface following ecological restoration of eutrophic plateau lakes are still poorly understood. This study selected Dapokou, a typical eutrophic water zone in the Caohai segment of Lake Dianchi, as the research subject. By comparing the aquatic environmental conditions, sediment nitrogen and phosphorus fractions, and interface release fluxes between ecologically restored and unrestored areas during the rainy season (peak growth period of submerged macrophytes) and dry season (decline period of submerged macrophytes), this study systematically elucidates the spatiotemporal distribution patterns of nitrogen and phosphorus in the overlying water-sediment system and the seasonal variability of interface release fluxes in the restored zone. The results indicate that ecological restoration effectively improved overlying water quality and transformed the aquatic ecosystem from an algae-dominated state to a macrophyte-dominated state. In the rainy season, the concentrations of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in the restored area decreased by 53.9% and 43.2%, respectively, relative to the unrestored area; meanwhile, water transparency (SD) increased significantly, and dissolved oxygen (DO) levels returned from supersaturation to normal ranges. Sediment nutrient fractions exhibited distinct evolutionary differences between the two zones: sediment total nitrogen (STN) in the restored area was reduced by approximately 50% compared with the unrestored area, with total transformable nitrogen (TTN) accounting for only 0.01%–0.02% of STN, indicating that sediment nitrogen was predominantly stabilized in inert forms. In contrast, bioavailable phosphorus (BAP) accumulated in the surface sediments of the restored area at concentrations of 468.72–534.35 mg/kg, forming a high-potential releasable phosphorus pool. The nitrogen and phosphorus release fluxes at the sediment-water interface showed pronounced seasonal variations. During the rainy season with vigorous growth of submerged macrophytes, the sediment-water interface was dominated by net nutrient adsorption, with a soluble reactive phosphorus (SRP) release flux of -1.08 mg/(m²·d). In the dry season, the decomposition of plant litter altered the sediment microenvironment and substantially enhanced interfacial nutrient release fluxes. At representative sampling sites, the ammonia nitrogen (NH₄⁺-N) release flux reached 86.31–91.53 mg/(m²·d), over seven times higher than that in the unrestored area, and SRP release shifted from adsorption to emission status. Overall, the Dapokou ecological restoration project achieves favorable water quality improvement and net interfacial nutrient adsorption during the macrophyte growing season. However, plant litter decomposition in the dry season induces considerable risks of nitrogen and phosphorus re-release from sediments. Considering the prominent water level fluctuations and seasonal macrophyte recession in shallow plateau lakes, submerged macrophyte restoration should be integrated with targeted management measures, including dry-season litter removal, water level regulation, and sediment oxygenation maintenance to mitigate seasonal endogenous nutrient release. This study provides scientific support and engineering references for endogenous pollution remediation of Lake Dianchi and other analogous plateau lakes.

Keywords: Ecological restoration; Submerged plant; Nitrogen and phosphorus release; Improvement of water bodies; Dabo Kou

湖泊是重要的淡水资源与生态系统载体, 在保障饮用水安全、调节区域气候和维系生物多样性方面发挥着不可替代的作用^[1]。随着社会经济的快速发展, 外部营养盐不断进入湖泊水体, 严重影响了湖泊的水体和沉积环境, 更恶化了生态服务功能, 使其从草型清水态稳态向藻型浊水稳态转变。为改善退化湖泊生态系统结构和功能, 各类生态修复工程逐渐成为重要治理途径, 其核心在于通过控源截污与水生态重建, 恢复沉水植物等关键生物群落, 进而重建清水稳态^[2,3]。

已有研究证实,生态修复能显著削减水体总氮(TN)、总磷(TP)负荷,并通过光竞争与化感作用抑制藻类生长,提升水体透明度^[4,5]。然而,相较于水体氮磷浓度的显著响应,对于修复后沉积物内源负荷影响及界面氮磷释放机制的系统认知仍显不足。沉积物作为湖泊营养盐的“汇”与潜在“源”,其理化性质演变直接决定了内源氮磷的释放或固定趋势^[6]。沉水植物已被证实能通过多种途径正向调控沉积物微环境:一方面,利用根际泌氧(ROL)提高氧化还原电位,促进硝化—反硝化耦合过程以去除氮,并诱导铁/铝氧化物胶体形成以吸附固定磷^[7,8];另一方面,根际直接吸收利用间隙水中的铵态氮与磷酸盐。^[9,10]但必须正视的是,沉水植物的生命周期具有显著的季节性,其生物量消长及残体矿化分解过程在特定阶段(如衰亡期)可能加剧有机氮的氨化释放与活性磷的解吸,形成“生态修复的次生风险”。目前,上述针对氮与磷的调控过程在雨旱季的稳定性及其动态博弈尚缺乏系统评估,限制了对浅水湖泊生态修复长效机制的科学认知。

从区域尺度看,高原富营养化湖泊具有水动力弱、水体交换慢、外源削减见效滞后等特征,内源污染在生态修复后的持续作用更加复杂^[11]。与平原浅水湖相比,高原湖泊沉积物结构、矿物组成及气候条件差异显著,可能导致完全不同的氮磷释放路径与调控过程^[12]。因此,以典型高原湖泊为对象,揭示生态修复对沉积物—水界面过程的长期影响,不仅有助于科学评估单湖修复成效,也为其他高原及半封闭湖泊的内源治理提供重要参考。

滇池是典型的高原富营养化湖泊,其草海南部的大泊口水域曾因长期鱼塘养殖导致水体富营养化加剧,水质沦为劣V类,是滇池治理的关键区域之一^[13]。为实现水生态修复,该区域先后实施了两期针对性生态修复工程:一期工程于2015年4月至12月开展,核心措施包括截污及污染源阻断、引水换水、微滤净化以及基础生态构建,覆盖整个大泊口水域(面积约0.52 km²);一期工程后水质总体提升至优于IV类,局部达到III类,水体透明度和沉水植物覆盖率显著提高。为进一步巩固修复成效,2019年1月至12月实施了二期工程,重点开展围隔布设、强化微滤除藻以及沉水植物系统恢复,最终使东部及南部水域形成稳定草型湖区,生态环境得到良好恢复^[14]。该区域形成的“修复—未修复”空间差异格局,有利于高原湖泊生态修复对内源氮磷过程的影响研究。

基于此,本研究以滇池草海典型富营养化水域——大泊口为研究对象,通过对比修复区与未修复区,在雨季与旱季开展同步监测与模拟实验,系统分析:(1)生态修复后水体与沉积物中氮磷的时空分布特征变化;(2)不同氮磷形态在沉积物中的稳定性与转化规律;(3)沉积物—水界面氮磷释放通量的季节性差异及其控制机制。与既有研究相比,本研究的创新性主要体现在:通过同湖区“修复—未修复”对照系统,形成“沉水植物恢复—沉积物理化性质—氮磷形态变化—界面释放”的研究体系,并强调季节性调控对内源风险的影响,为滇池全湖生态修复与类似湖泊的持续管理提供科学依据。

1. 材料与方法

1.1 研究区域概况

大泊口水域(24.96–24.97°N, 102.64–102.65°E)位于滇池草海南部,约占整体草海面积的4.8%,平均水深约2 m,多年主导风向为西南风。该水域北部与草海主体水域相通,南部以海埂与外海相隔,整体呈现半封闭性水域特征^[13]。在2015年以前,大泊口水域长期被用于鱼类养殖,受高强度投饵及外源营养盐输入影响,水体富营养化程度逐年加剧,水质长期处于劣V类。该阶段水体总氮(TN)和总磷(TP)浓度维持在较高水平,分别约为2.0–3.5 mg·L⁻¹和0.20–0.35 mg·L⁻¹,水体透明度较低,沉水植物生境条件受限,仅有少量苦草等耐污物种零星分布,沉水植被覆盖面积不足10%^[13]。经过两期生态修复工程实施后,通过削减外源污染、清淤疏浚及沉水植物恢复等综合措施,区域水环境质量显著改善。修复后水体TN和TP浓度明显下降,分别降低至1.0–1.8 mg·L⁻¹和0.05–0.12 mg·L⁻¹,水体透明度显著提高。东部及南部逐渐形成稳定的草型湖区,沉水植物覆盖面积提升至50%以上,群落结构由单一向多样化演替,优势物种包括穗状狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)、苦草(*Vallisneria spiralis*)及海菜花(*Ottelia acuminata*)等典型清水态植物^[11,13]。

1.2 研究方法

1.2.1 样点布设在二期工程实施过程中，仅对大泊口水域的东南部区域开展了生态修复措施，而西北部水域未进行系统性的生态修复。因此，本研究依据生态修复实施情况，在研究区内分别设置修复区与未修复区的不同采样点位（图 1），以对比分析生态修复对水体水质及沉积物污染特征的影响。不同采样点位的基本概况见表 1。其中，点位 1、2、3 和 6 位于未修复区，整体水环境条件相对较差，但点位 6 受邻近修复区扩散效应影响，仍分布有一定规模的沉水植物，主要以苦草（*Vallisneria natans*）和穗状狐尾藻（*Myriophyllum spicatum*）为主，其覆盖面积约占该点位水域的 20%–30%。点位 4、5 和 7 位于生态修复区，均存在较为稳定的沉水植物群落，沉水植物覆盖面积普遍超过 50%。其中优势物种包括穗状狐尾藻、黑藻（*Hydrilla verticillata*）、苦草及海菜花（*Ottelia acuminata*）等典型喜清水植物，各点位沉水植物分布面积约为 50%–70%，群落结构较为完整，代表了修复后草型湖区的典型特征。

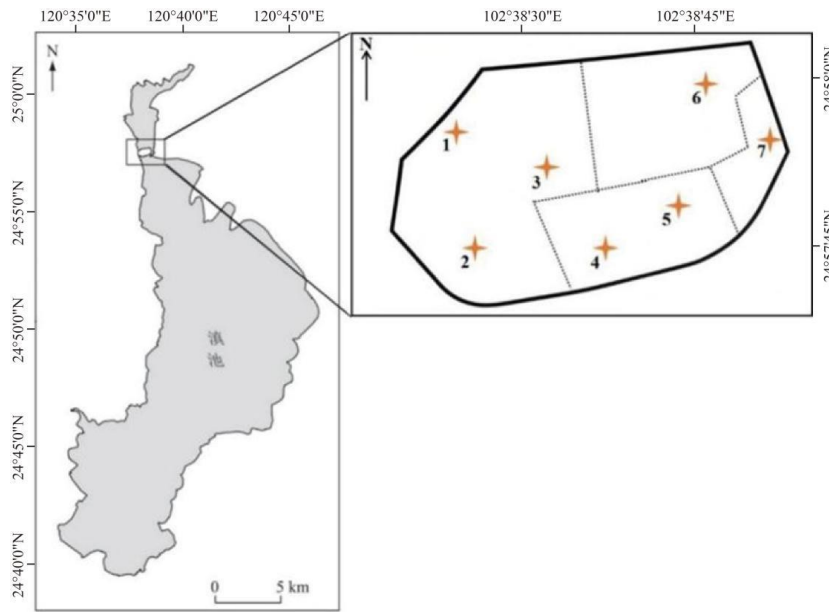


图 1 滇池大泊口采样点位

Fig.1 Sampling point location at Dapo Kou in the Dianchi Lake

表 1 采样点位概况

Tab.1 Overview of sampling points

采样点	水体浑浊度	水生植被数量	是否生态修复	底泥特征
点位 1	浑浊	无	否	上层灰色软泥 下层黑色硬质底泥
点位 2	浑浊	无	否	黑色硬质底泥
点位 3	浑浊	无	否	沙石较多，硬质底泥
点位 4	较清澈	较多	是	灰色软泥
点位 5	较清澈	较多	是	灰色软泥
点位 6	较混浊	较少	否	灰色硬质底泥
点位 7	清澈	较多	是	灰色软泥

1.2.2 水样采集 于雨季（2022 年 6 月）和旱季（2022 年 11 月）采集不同点位的水样，并带回实验室进行分析。在水样采集时，用 YSI 多参水质仪现场测定温度（T）、溶解氧（DO）、pH、氧化还原电位（ORP）等参数。同时采用 20 cm 塞氏盘，测定不同点位的透明度（SD）。

1.2.3 沉积物采样 采用彼德森采泥器和柱状采泥器采集沉积物样品。现场将彼德森采泥器和部分柱状采泥器采集的样品装入到干净的聚乙烯包装袋中，并与剩余柱状样品一起，尽快运回实验室备用。

1.3 沉积物营养盐静态释放模拟实验

为衡量大泊口水域的沉积物是否为内源污染，对采集的柱状沉积物进行污染释放模拟实验。未修复区多为应硬质底泥或沙石底，是开阔水面，水动力强和沉积物性状空间分布均一，故采用一个点位具有样区代表性；修复区人工干预复杂，涉及微滤、围隔等工程，生境空间异质性高，故设置多点以涵盖变异性。本部分选取研究区域内点位 1 位于未修复区域，剩下点位皆位于修复区域来分析其氮磷释放通量。静态释放模拟实验具体步骤如下：通过虹吸将柱内沉积物上覆水小心去除，避免对沉积物-水界面的干扰^[14]。原位采集的上覆水水样通过 0.45 μm 的醋酸玻璃纤维膜进行过滤，过滤除去藻类和悬浮物后，再利用虹吸的方法沿壁小心滴注至柱内，使液面高度距离沉积物表面 20 cm。更换上覆水后即刻取水样作初始样，之后在规定的间隔（6、12、24、36、48 和 72h），使用虹吸法于水柱的中段取样，每次取样体积为 100 mL，同时补以原点位同等体积上覆水至刻度，整个实验周期为 72 h^[15]。

释放通量计算：

$$R = \frac{V(c_n - c_0) + \sum_{j=1}^n V_{j-1}(c_{j-1} - c_0)}{A \times t}$$

式中，R 为释放通量 (mg/(m²·d))；V 为柱中上覆水体积 (L)；c_n、c₀、c_{j-1} 为第 n 次、初始次和第 j-1 次采样时某物质的浓度(mg/L)；V_{j-1} 为第 j-1 次采样时体积 (L)；A 为柱状样中上覆水的体积 (L)；沉积物接触面积 (m²)；t 为释放时间 (d)。

1.4 水体、沉积物指标测定

1.4.1 水体理化指标 参照《水和废水监测分析方法（第四版）》测定悬浮物 (SS) 和叶绿素 a (Chl.a) 含量。水样经 0.45 μm 水系滤膜过滤后，分别用纳氏试剂光度法、酚二磺酸光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法、钼锑抗分光光度法测定氨氮 (NH₄⁺-N)、硝酸盐氮 (NO₃⁻-N)、亚硝酸盐氮 (NO₂⁻-N)、正磷酸盐 (PO₄³⁺-P) 浓度。用碱性-过硫酸钾消解 (GB11894-89)、过硫酸钾消解-钼酸盐紫外分光光度法 (GB11893-89) 测定水体总氮 (TN)、总磷 (TP) 浓度。

1.4.2 沉积物理化指标 采用分级浸取法对沉积物的不同氮形态进行提取，依次提取沉积物中的离子交换态氮 (IEF-N)、弱酸可浸取态氮 (WAEF-N)、强碱可浸取态氮 (SAEF-N) 和强氧化剂可浸取态氮 (SOEF-N)^[16]。采用纳氏试剂分光光度法、萘乙二胺分光光度法和紫外分光光度法测定每一级的浸取液中 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 浓度。每一级提取液中可转化态氮 (TTN) 为 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 三者浓度之和。沉积物中磷形态的测量采取六步连续提取法，测定弱结合态磷 (LP)、铁结合态磷 (Fe-P)、铝结合态磷 (Al-P)、有机磷 (OP)、钙结合态磷 (Ca-P) 及残渣态磷 (Res-P)。生物有效磷 (Bioavailable Phosphorus, BAP) 通常包含弱结合态磷 (LP)、铁铝氧化物结合态磷 (Fe-P+Al-P) 及部分可矿化有机磷 (0.6OP)，参照前人研究，BAP 通常采用弱结合态磷 (LP)、铁铝结合态磷 (Fe-P+Al-P) 以及部分可矿化有机磷之和进行估算，其中有机磷按 0.6OP 计入，故 BAP 的计算方法为：BAP = LP + Al-P + Fe-P + 0.6OP^[17,18]。

1.5 数据分析

利用 Excel 2019 统计大泊口水域所有数据并进行数据处理，采用 Origin 2016 进行图表绘制，IBM SPSS Statistics 25 进行方差分析，采用 R 语言、ArcMap 10.2 软件进行数据空间分析及图件绘制。

2. 结果与讨论

2.1 水体理化指标时空分布特征及相关性分析

生态修复工程改变了研究水体的物理环境。雨季和旱季修复区透明度 (SD) 分别为 1.3±0.1 m 和 0.8±0.1 m，显著高于未修复区 (0.5±0.1 m, P<0.01)；旱季修复区悬浮物 (SS) 为 0.9±0.2 mg/L，显著低于未修复区 (2.4±1.7 mg/L)。这主要与沉水植物群落增加水流阻力、促进悬浮颗粒物沉降的物理

阻隔作用有关^[19]。

物理环境的改善伴随着水体代谢特征的演变。监测期间，修复区叶绿素 a (Chl.a) 均值 (雨季 0.037 mg/L, 旱季 0.056 mg/L) 虽较未修复区 (0.075 mg/L, 0.087 mg/L) 有所下降，但受空间异质性影响，两者在统计学上无显著差异 ($P>0.05$)。然而，两区域的溶解氧 (DO) 表现出显著的差异 ($P<0.01$)。未修复区因浮游植物强烈的光合作用，DO 长期处于 8.5~9.4 mg/L 的过饱和状态；但极高的藻类生物量也意味着底层面临着大量藻类残体沉降分解所带来的高耗氧压力^[15]。修复区 DO 则维持在较低水平 (雨季 4.5±0.9 mg/L, 旱季 7.0±1.0 mg/L)。这种低 DO 现象符合草型湖泊清水态的典型特征，主要受沉水植物及附着微生物夜间呼吸耗氧^[20]，以及旱季植物残体分解释放溶解性有机物 (DOM) 刺激异养微生物代谢等耗氧过程控制^[2]。

水体理化与代谢条件的变动直接影响了营养盐分布及其在水土界面的迁移。修复区雨季 TN 和 TP 浓度较未修复区分别降低 53.9% 和 43.2%，旱季分别降低 42.6% 和 21.3% (表 3)。上覆水质的动态变化与沉积物内源过程密切耦合。Pearson 相关分析 (图 2) 表明，雨季沉积物总氮 (STN)、总磷 (STP) 分别与上覆水 DO、pH 呈显著正相关。在未修复区，藻类活动引起的高 pH (>9.0) 增加了水体 OH⁻ 浓度，通过竞争吸附促进了沉积物中铁/铝结合态磷的解吸，维持了上覆水的高磷状态^[21,20]。修复区沉水植物将水体 pH 调节至 8.4 左右的中性偏低水平，抑制了上述雨季释放路径。但在旱季，植物衰亡引发底质氧化还原电位下降，反而促使部分区域出现氨氮及活性磷的大量释放^[11]。上覆水理化因子的季节性波动改变了沉积物-水界面的物理化学条件，进而驱动了沉积物内源氮磷的形态转化与跨界面转移。

表 2 大泊口上覆水体基础理化指标

Tab. 2 The basic physicochemical parameters of the water body overlying at the Dabokou

采样点	季节	T (°C)	DO (mg/L)	pH	ORP (mv)	SD (m)	SS (mg/L)
未修复区	雨季	20.9±0.3 ^a	8.5±0.8 ^A	9.4±0.1 ^A	349.1±6.2 ^a	0.5±0.1 ^a	24.3±13.1 ^a
	旱季	17.1±0.2 ^a	9.4±0.5 ^A	9.3±0.1 ^A	222.3±7.0 ^b	0.5±0.1 ^a	2.4±1.7 ^b
修复区	雨季	21.0±0.2 ^a	4.5±0.9 ^B	8.4±0.8 ^B	331.4±18.2 ^a	1.3±0.1 ^B	24.0±12.3 ^a
	旱季	17.0±0.3 ^a	7.0±1.0 ^B	8.4±0.6 ^B	233.4±17.4 ^b	0.8±0.1 ^C	0.9±0.2 ^b

注：同一指标中大写字母表示在 $p<0.01$ 水平下存在显著性差异，小写字母表示在 $p<0.05$ 水平下存在显著性差异，相同字母表示无显著性差异。

表 3 大泊口不同区域上覆水体营养盐差异

Tab.3 Differences in Nutrients in Overlying Water Among Different Zones of Dabokou

采样点	季节	Chl.a (mg/L)	TN (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	TP (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)
未修复区	雨季	0.075±0.037 ^A	2.235±0.103 ^A	0.335±0.058 ^a	0.080±0.006 ^a	0.002±0.001 ^a	0.088±0.005 ^A	0.003±0.001 ^a
	旱季	0.087±0.024 ^A	2.209±0.193 ^A	0.281±0.146 ^a	0.483±0.218 ^B	0.031±0.020 ^B	0.080±0.015 ^B	0.013±0.005 ^a
修复区	雨季	0.037±0.053 ^A	1.030±0.185 ^B	0.390±0.017 ^a	0.150±0.048 ^a	0.003±0.001 ^a	0.050±0.000 ^C	0.012±0.012 ^a
	旱季	0.056±0.021 ^A	1.268±0.044 ^C	0.229±0.034 ^a	0.130±0.037 ^c	0.004±0.001 ^c	0.063±0.010 ^D	0.007±0.007 ^a

2.2 沉积物中氮的分布

2.2.1 沉积物总氮 (STN) 含量的时空分布 如图 3 所示，生态修复区在旱季和雨季的沉积物总氮 (STN) 平均含量分别为 4332.58 mg/kg 和 4852.64 mg/kg，均显著低于未修复区的 STN 平均含量 (分别为 9184.54 mg/kg 和 9886.79 mg/kg, $P<0.05$)。STN 含量的显著削减与沉水植物的恢复密切相关：首先，生物同化作用减少了活性态氮素。大泊口生态修复区优势物种 (穗状狐尾藻、黑藻、苦草等) 具有发达的根系。Yu 等的研究证实，这些沉水植物具有较强的氮素富集能力，可通过根系和叶片直接吸收沉积物及孔隙水中的 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 并储存在生物量中，随着植物体的收割移出，从而降低了沉积物中氮的累积水平^[22]。其次，根际微环境重塑促进了微生物脱氮。此外，沉水植物根系具有关键的泌氧功能，在原本厌氧的沉积物中营造了“好氧-厌氧”交错的微生境这种微环境显著改变了

微生物群落结构，根际氧化区促进了氨氧化细菌（AOA/AOB）的硝化作用，生成的硝态氮随即扩散至毗邻的厌氧区，被反硝化细菌（如 *Pseudomonas*, *Paracoccus* 等功能菌群）利用并还原为 N_2 或 N_2O 释放^[20]。

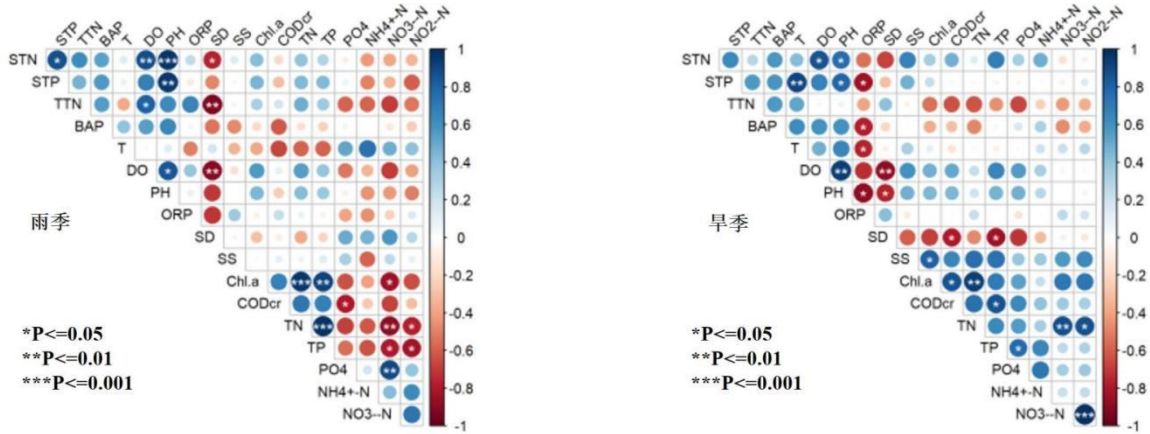


图 2 不同时间上覆水体基础理化指标与水体以及沉积物中氮磷营养盐的 Person 相关系数
Fig. 2 The Person correlation coefficients between the basic physicochemical indicators of the overlying water body and nitrogen and phosphorus nutrients at different times

注：同一指标中大写字母表示在 $p < 0.01$ 水平下存在显著性差异，小写字母表示在 $p < 0.05$ 水平下存在显著性差异，相同字母表示无显著性差异

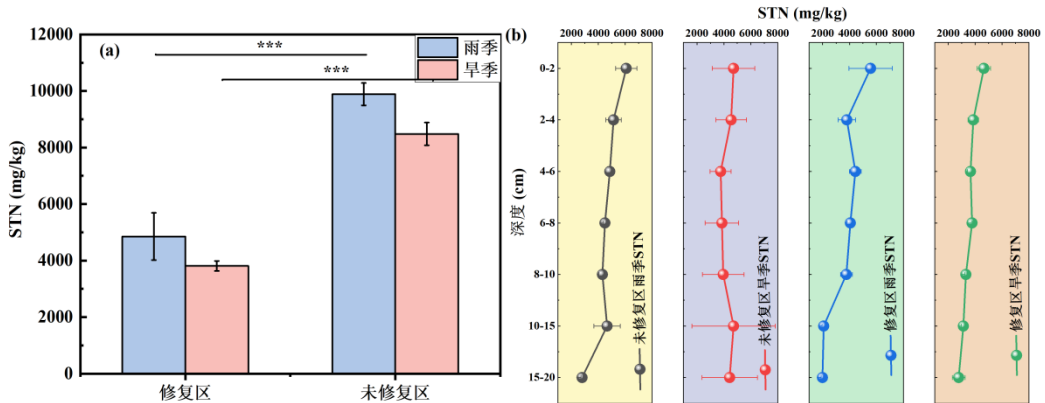


图 3 沉积物中 STN 含量区域、垂直分布的季节性变化 ((a) 区域分布, (b) 垂直分布)
Fig. 3 Seasonal variations in the regional and vertical distribution of STN content in sediments ((a) Regional distribution, (b) Vertical distribution)

在垂向分布上，STN 含量整体随深度增加呈波动性降低，表层（0–20 cm）范围内含量为 1983.17–6080 mg/kg，表现出显著的表层聚集型特征。修复区柱状样 STN 在雨季和旱季的平均含量（分别为 3743.95 mg/kg 和 3619.76 mg/kg）均显著低于未修复区（4545.13 mg/kg 和 4258.46 mg/kg）。修复区各深度 STN 含量整体低于未修复区，且旱季略低于雨季，这可能与雨季表层氮素输入增强（如降雨径流携带污染物）以及藻类残体沉积等过程导致表层氮富集有关^[23]。

2.2.2 可转换态氮（TTN）的时空变化 雨季和旱季未修复区域的 TTN 含量分别为 154.12 mg/kg、68.16 mg/kg；修复区的 TTN 含量分别为 118.77 mg/kg 和 78.13 mg/kg，修复区和未修复区沉积物中的 TTN 在雨旱季均无显著差异。此外，TTN 含量占 TN 的比值均较低，雨季未修复区与修复区的 TTN 在 TN 中的占比分别为 0.02% 和 0.01%；旱季皆为 0.02%，占比均较低。因此，沉积物氮营养盐不易释放到上覆水体中，较为稳定。不同深度层的 TTN 含量变化可辅助判断氮营养盐在沉积物中的释放风险。修复区

深层的 TTN 含量相较于未修复区有所降低，表明沉水植物修复对深层的活性态固定或转化更有效，能够避免扰动下深层的扩散释放。

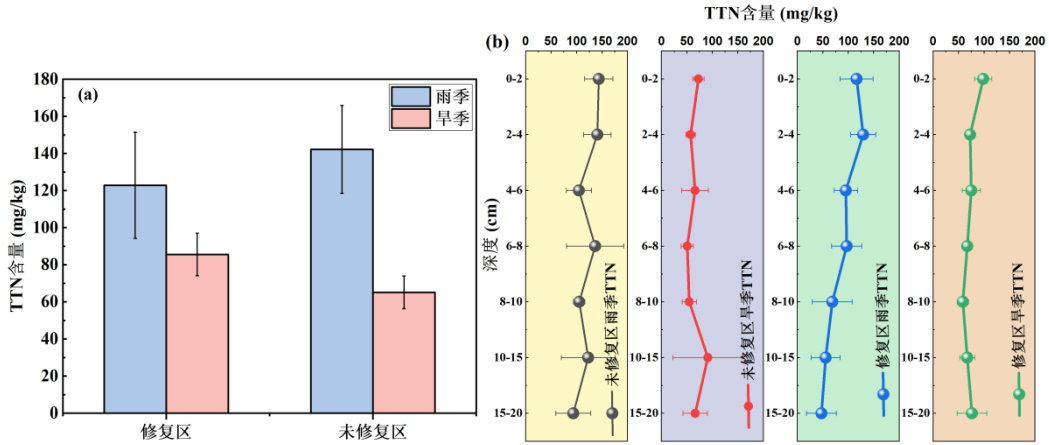


图4 沉积物中 TTN 含量区域、垂直分布的季节性变化 ((a) 区域分布, (b) 垂直分布)

Fig. 4 Seasonal variations in the regional and vertical distribution of TTN content in sediments ((a) Regional distribution, (b) Vertical distribution)

2.3 沉积物中磷的分布

2.3.1 沉积物总磷 (STP) 含量的时空变化 雨季时, 修复区沉积物的 STP (总磷) 含量显著低于未修复区, 而旱季时修复区与未修复区差异不显著 (见图 5a)。垂直分布上, 各区各季节均呈 STP 随深度增加而降低的趋势 (见图 5b), 表层沉积物磷含量最高, 表明磷主要富集于沉积物表层。总体来看, 生态修复在一定程度上抑制了沉积物中磷的积累。在季节变化上, 未修复区在雨季沉积物磷显著累积, 可能与雨季降水增强、径流量增大带来的外源性磷输入密切相关。已有研究对滇池外海磷出入湖通量的量化结果表明, 滇池外海多年平均入湖总磷外源通量约为 $280.6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 其中河流输入约 $252.0 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 大气沉降约 $28.6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 且年际变化范围可达 $118\text{--}700 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ [24]。上述结果表明, 在雨季降水集中时期, 外源磷通过流域径流进入湖泊的通量显著增加, 从而促进未修复区沉积物中磷的累积。相比之下, 修复区雨、旱季沉积物 STP 差异不明显, 说明生态修复通过沉水植物吸收、植被截留及生态系统内部调节等机制, 在一定程度上削弱了外源磷输入对沉积物磷累积的影响。沉积物表层 (0–2 cm) 磷含量最高, 向下逐渐降低, 反映出沉积物中磷的富集主要发生在表层, 该层位更易受外界输入及生物活动 (如水动力扰动和有机残体沉积) 的影响。

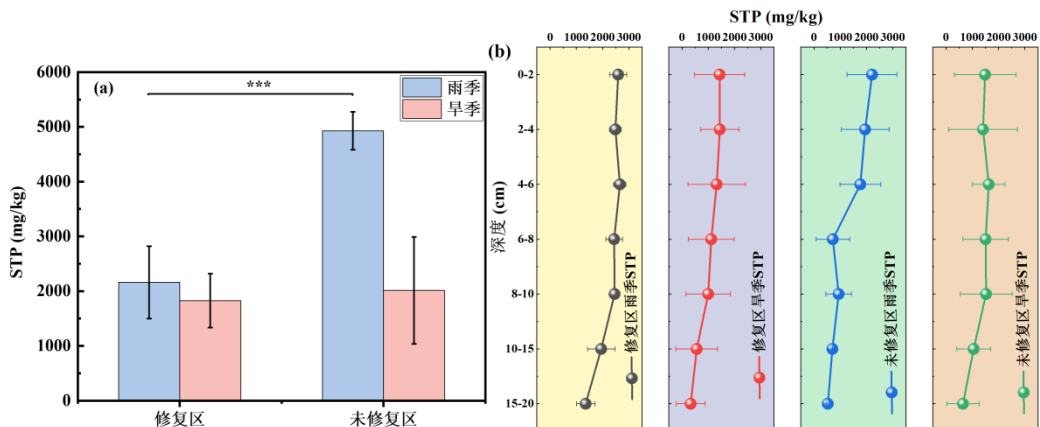


图5 沉积物中 STP 含量区域、垂直分布的季节性变化 ((a) 区域分布, (b) 垂直分布)

Fig. 5 Seasonal variations of TP content in sediments ((a) Regional distribution, (b) Vertical distribution)

2.3.2 沉积物生物可利用磷 (BAP) 的时空变化 如图 6 所示, 生态修复区沉积物 BAP 含量表现出显著的空间富集特征 ($P < 0.01$)。雨季 (534.35 mg/kg) 和旱季 (468.72 mg/kg) 修复区均值显著高于未修复区 (448.13 mg/kg 和 335.65 mg/kg)。这种区域差异主要源于沉水植物群落对颗粒物的物理拦截效应。修复区茂密的植被增加了水流阻力, 促进悬浮物及吸附态磷沉降, 符合浅水湖泊稳态转换中的拦截机制^[25]。同时, 修复区底质演变为富含有机质的软泥, 相比未修复区硬质底泥具有更大的比表面积及吸附容量^[8]。旱季 BAP 的高位维持则与植物残体矿化有关, 衰亡植物组织中的磷素转化为 BAP 滞留于表层沉积物中, 增加了内源磷负荷^[29]。

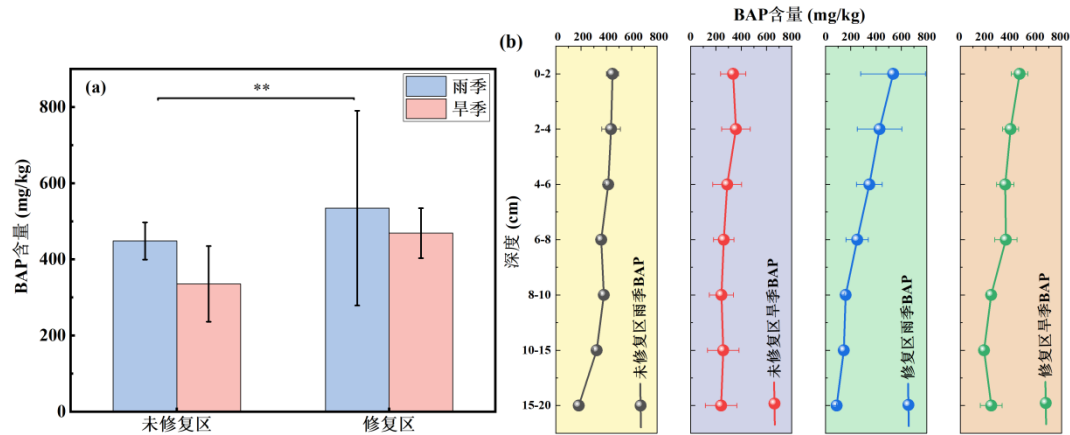


图 6 沉积物中 BAP 含量垂直分布的季节性变化 ((a) 区域分布, (b) 垂直分布)

Fig.6 Seasonal variations of BAP content in sediments ((a) Regional distribution, (b) Vertical distribution)

2.4 沉积物静态释放特征

2.4.1 氨氮释放特征 修复区和未修复区的沉积物均表现为向上覆水体释放 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (图 7a), 但呈现出极具差异化的时空演变规律。在未修复区, 雨季和旱季 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放通量维持在较低水平 (分别为 7.4 和 12.62 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$), 无显著季节差异。然而, 修复区 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 具有显著季节变化: 虽然雨季释放量较低 (2.53–15.75 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$), 但进入旱季后, 点位 5 和点位 4 的释放通量飙升至 91.53 $\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 86.31 $\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, 是同期未修复区的 7 倍以上。这一异常现象与高原雨热同期特征下植物生命周期相关。雨季, 沉水植物根系泌氧形成的硝化环境抑制了氨氮累积; 而在旱季, 植物的大量衰亡引发了剧烈的“氨化作用”。沉降于表层的植物残体富含有机氮, 在微生物作用下迅速矿化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 导致孔隙水氨氮浓度急剧升高并向水体扩散^[26,7]。这表明, 旱季植物残体管理缺失可能会引发次生 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 污染风险^[3], 并造成水层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的升高 (表 3)。

2.4.2 硝态氮与亚硝态氮的释放特征 沉积物-水界面硝态氮 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) 与亚硝态氮 ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) 的释放通量如图 7b、7c 所示。大泊口水域沉积物总体呈 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 负向释放特征 (即“汇”)。雨季修复区与未修复区释放通量均为负值, 均值低于 $-7.0 \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, 主要因为植物 (修复区) 及藻类 (未修复区) 在生长旺盛期快速大量吸收环境无机氮以合成自身结构性物质, 显著削减了水土界面的内源氮负荷^[22], 同时沉积物厌氧环境通过反硝化作用消耗 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 维持了浓度梯度。旱季未修复区释放通量仍维持负值 ($-5.7 \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$), 但修复区点位 5 释放通量由负转正 (6.16 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$), 表明旱季植物衰亡, 残体矿化产生的氨氮在局部的氧化微区发生硝化反应, 生成的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 向水体释放^[28]。 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 作为反硝化中间产物, 其释放通量在区域间差异显著。未修复区雨季 (0.76 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) 和旱季 (0.39 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) 释放通量均为正值, 表示该生境下反硝化过程存在中间产物累积。修复区雨季 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 释放通量接近于零 ($-0.1\sim 0.27 \text{ mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$), 沉水植物根际泌氧形成的微环境有利于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 被迅速利用并还原为 N_2 ^[20]。旱季修复区点位 5 在释放 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的同时, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 释放通量也达 1.13 $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, 证实植物腐烂改变了沉积物微界面条件, 导致氮素转化过程中的中间产物向水体释放。

2.4.3 SRP 释放通量的季节性差异及影响因素 未修复区与生态修复区 SRP 释放通量呈现显著的季节性

差异 (图 7)。未修复区 (点位 1) 主要受风浪水动力驱动, 雨季表现为强释放状态 ($2.54 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$), 旱季转为吸附状态 ($-1.09 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$), 符合浅水湖泊风浪扰动引起内源磷释放、静稳期促进沉降的物理过程^[25]。生态修复区 (如点位 7) SRP 通量则受沉水植物全生命周期调控。雨季沉水植物根际泌氧 (ROL) 在微界面形成富铁氧化膜, 促进活性磷固定, SRP 表现为负向释放 ($-1.08 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)^[8]; 旱季植物进入衰亡期, SRP 释放通量由负转正 ($1.22 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$), 主要因残体分解消耗氧气降低界面氧化还原电位 (ORP), 诱导铁结合态磷 (Fe-P) 还原释放, 且有机磷矿化增加了孔隙水溶解态磷含量^[30]。旱季 Mantel Test 路径分析 (图 8) 显示, SRP 释放通量与上覆水 TP 及 PO_4^{3-} 呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与沉积物 BAP 相关性不显著。这表明修复区表层沉积物 BAP 虽然浓度较高, 但沉积物磷吸附点位已接近饱和, 界面磷交换不再受底泥含量限制, 而主要取决于植物残体矿化维持的孔隙水浓度梯度^[27]。

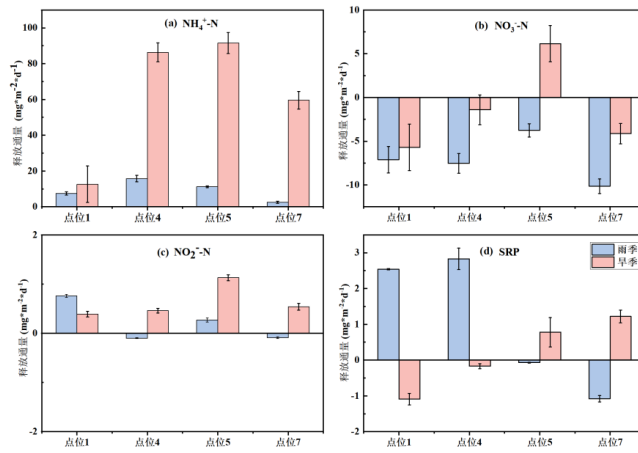


图 7 沉积物—水界面氮磷释放通量

Fig.7 Nitrogen and phosphorus release fluxes at the sediment-water interface

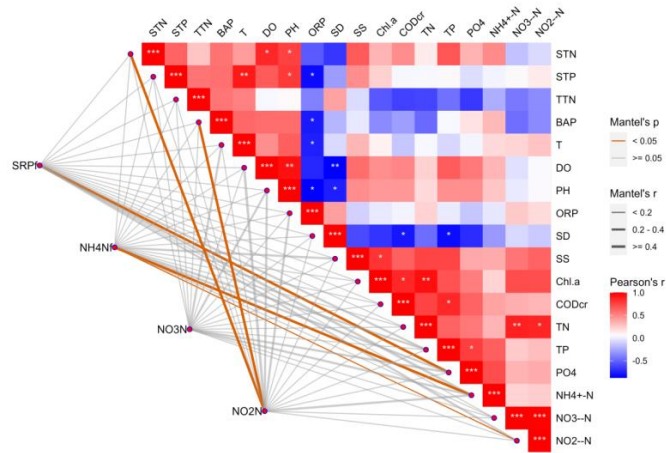


图 8 旱季沉积物-水界面氮磷通量与环境因子的 Mantel Test 分析(连线颜色表示 Mantel's p 值 (橙色表示 $p < 0.05$, 灰色表示 $p \geq 0.05$); 连线粗细表示 Mantel's r 值; 热图颜色代表 Pearson 相关系数。)

Fig.8 Mantel Test analysis of the relationship between sediment-water interface nutrient fluxes and environmental factors during the dry season

3. 结论

1) 生态修复显著改善了大泊口水环境质量, 推动水体结构由藻型向草型特征转变。修复后水体SD由未修复区的 0.5 ± 0.1 m 提升至雨季 1.3 ± 0.1 m、旱季 0.8 ± 0.1 m, 且旱季SS显著降至 0.9 ± 0.2 mg/L; 水体DO由藻类异常增殖导致的过饱和状态 ($8.5 \sim 9.4$ mg/L) 回落至 $4.5 \sim 7.0$ mg/L, pH 降至8.4左右; 同时, 雨季TN和TP较未修复区分别降低53.9%和43.2%, 旱季分别降低42.6%和21.3%。

2) 修复区沉积物氮磷赋存特征呈现明显空间差异。沉积物总氮(STN)显著降低, 雨季和旱季均值分别为4852.64 mg/kg和4332.58 mg/kg, 较未修复区下降约50%, 沉积物TTN占STN比例仅0.01%–0.02%, 氮素以稳定形态为主。沉积物BAP则在修复区表层显著富集, 雨季和旱季分别为534.35 mg/kg和468.72 mg/kg, 均高于未修复区, 潜在可释放磷库容较高。

3) 沉积物-水界面氮磷释放通量受沉水植物生命周期调控, 季节差异显著。雨季界面以净吸附为主, SRP通量为 -1.08 mg/(m²·d); 旱季修复区转为释放阶段, 点位4和5的NH₄⁺-N释放通量达86.31–91.53 mg/(m²·d), 为未修复区的7倍以上, NO₃⁻-N和NO₂⁻-N通量分别增至6.16 mg/(m²·d)和1.13 mg/(m²·d), SRP通量转为正值 (1.22 mg/(m²·d))。

4) 大泊口生态修复在沉水植物生长阶段表现为水体营养盐浓度降低和沉积物-水界面净吸附特征; 旱季植物衰亡阶段, 沉积物-水界面氮、磷释放通量显著升高, 形成季节性内源释放过程。修复区在生长阶段维持草型水体结构特征, 旱季阶段出现由植物残体分解引起的氮磷再释放现象。针对高原浅水湖泊水位波动明显、植物季节性衰退集中的特点, 沉水植物恢复措施应与旱季残体清除、水位调控及底质氧化条件维持相结合, 减少表层沉积物中植物残体累积, 以控制旱季氮磷释放强度并维持草型湖区结构稳定。

本研究通过同湖区“修复-未修复”对照体系, 量化了沉积物氮磷形态转化与界面释放通量的季节响应特征, 为滇池全湖生态修复的长效评估及类似高原湖泊内源治理提供了科学依据。

4. 参考文献

- [1] Feng Y, Qiu J X, Yong HS, et al. Evolution trend, treatment process and effect of water ecological environment in Dianchi Lake Basin. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, 12(3): 633-643. [冯宇, 邱锦萱, 勇浩生, 等. 滇池流域水生态环境演变趋势、治理历程及成效. *环境工程技术学报*, 2022, 12(3): 633-643.]
- [2] Ren H, Wang G, Ding W, et al. Response of dissolved organic matter (DOM) and microbial community to submerged macrophytes restoration in lakes: A review. *Environmental Research*, 2023, 231: 116185. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116185
- [3] Hu S, Chen X, Huang X, et al. Submerged macrophyte restoration in enclosure: A proper way for ecological remediation of shallow lakes. *Water*, 2023, 15(7): 1317. DOI: 10.3390/w15071317
- [4] Hilt S, Gross EM, Hupfer M, et al. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Limnologia*, 2006, 36(3): 155-171. DOI: 10.1016/j.limno.2006.06.003
- [5] Kong X, Determann M, Andersen TK, et al. Synergistic effects of warming and internal nutrient loading interfere with the long-term stability of lake restoration and induce sudden re-eutrophication. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(9): 4003-4013. DOI: 10.1021/acs.est.2c07153
- [6] Sondergaard M, Jensen JP, Jeppesen E. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 1999, 408-409: 145-152. DOI: 10.1023/A:1017063431437
- [7] Zhang Y, Wang SR, Duan CQ, et al. Spatial-temporal variations of nitrogen and phosphorus forms in sediment porewater as affected by submerged plant in Lake Dianchi. *Journal of Lake Sciences*, 2018, 30(2): 314-325. [张云, 王圣瑞, 段昌群, 等. 滇池沉水植物生长过程对间隙水氮、磷时空变化的影响. *湖泊科学*, 2018, 30(2): 314-325.]

- [8] Li W, Dai T, Liu J, et al. Ferric- and calcium-loaded red soil assist colonization of submerged macrophyte for the in-situ remediation of eutrophic shallow lake: From mesocosm experiment to field enclosure application. *Science of the Total Environment*, 2024, 924: 171730. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.171730
- [9] Barko J W, Gunnison D, Carpenter S R. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 1991, 41(1-3): 41-65. DOI: 10.1016/0304-3770(91)90038-7.
- [10] Ni L Y. Nutrient utilization of submersed macrophytes in lake sediment and water. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2001, 25(3): 210-216. [倪乐意. 沉水植物对湖泊底泥和水的养分利用. *水生生物学报*, 2001, 25(3): 210-216.]
- [11] Hua YX, Pan JZ, Du JS, et al. Effects of the long-term ecological restoration in the eutrophic plateau shallow lake: A case study of Dabokou, Lake Dianchi. *Journal of Lake Sciences*, 2023, 35(5): 1549-1561. [华映肖, 潘继征, 杜劲松, 等. 富营养化高原浅水湖泊持续多年生态修复工程效果分析——以滇池大泊口为例. *湖泊科学*, 2023, 35(5): 1549-1561.]
- [12] Wang J, Wei ZP, Chu YX, et al. Eutrophication levels increase sulfur biotransformation and emissions from sediments of Lake Taihu. *Science of the Total Environment*, 2023, 887: 164054. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164054
- [13] Li Y, Wang CB, Li B, et al. Surveying the composition, coverage, and biomass of aquatic vegetation by unmanned aerial vehicle and sampling survey: Lake Dapokou of Lake Dianchi as an example. *Ecology and Environmental Sciences*, 2020, 29(8): 1625-1633. [李杨, 王纯波, 李滨, 等. 利用无人机遥感技术结合采样开展水生植物调查——以滇池大泊口水域为例. *生态环境学报*, 2020, 29(8): 1625-1633.]
- [14] Jiang SQ, Xie ST, Zheng YZ, et al. Comparative analysis of four universal estimation methods of nitrogen and phosphorus fluxes in lake sediments. *Journal of Lake Sciences*, 2022, 34(6): 1923-1938. [姜斯乔, 谢舒恬, 郑元铸, 等. 四种常见湖泊沉积物氮磷通量估算方法对比分析. *湖泊科学*, 2022, 34(6): 1923-1938.]
- [15] Xie J, Gao Y, Xu X, et al. Effects of decomposition of submerged aquatic plants on CO₂ and CH₄ release in river sediment-water environment. *Water*, 2023, 15(16): 2863. DOI: 10.3390/w15162863
- [16] Lu RK. Analytical methods for soil and agro-chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. [鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.]
- [17] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. *Water Research*, 2000, 34(7): 2037-2042. DOI: 10.1016/S0043-1354(99)00375-9
- [18] Xiang SL, Li SG, Zhang X, et al. Fractions and correlation analysis of phosphorus in sediments of a small shallow lake. *Ecological Science*, 2019, 38(1): 33-41. [向速林, 李松贵, 张旭, 等. 小型浅水湖泊沉积物磷的赋存形态及其相关性分析. *生态科学*, 2019, 38(1): 33-41.]
- [19] Zhao BG, Zhang XB, Zan FY, et al. Distribution characteristics and influencing factors of nitrogen forms in surface sediments of different lakes. *China Environmental Science*, 2021, 41(2): 837-847. [赵宝刚, 张夏彬, 晁逢宇, 等. 不同湖泊表层沉积物氮形态的分布特征与影响因素. *中国环境科学*, 2021, 41(2): 837-847.]
- [20] He S B, Guo X, Zhao M Y, et al. Ecological restoration reduces greenhouse gas emissions by altering planktonic and sedimentary microbial communities in a shallow eutrophic lake. *Environmental Research*, 2025, 275: 121400. DOI: 10.1016/j.envres.2025.121400
- [21] Zhu W, Hou H, Liu H, et al. A review of sediment phosphorus release amount and rules in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2025, 37(1): 14-35. DOI: 10.18307/2025.0102
- [22] Yu W C, Wang L G, Li J H, et al. Restoration of submerged vegetation mitigates internal nitrogen and phosphorus loading in a shallow lake. *Plant and Soil*, 2025. DOI: 10.1007/s11104-025-07321-w
- [23] Barathan B P, Chen W, Su Y, et al. The effects of nutrient loading from different sources on eutrophication in a large shallow lake in Southeast China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2023, 45(11): 7603-7620. DOI: 10.1007/s10653-023-01641-5
- [24] Wu DS, Cao M, Duan ZZ, et al. Changes in total phosphorus inflow and outflow fluxes and source-sink effects in Lake Dianchi from 2001 to 2008. *Journal of Lake Sciences*, 2015, 27(4): 1306-1319. [吴东少, 曹敏, 段仲昭, 等. 2001—2018年滇池总磷出入湖磷通量变化与源汇效应. *湖泊科学*, 2015, 27(4): 1306-1319.]

- [25] Qin B Q, Hu W P, Gao G, et al. Dynamic mechanism of sediment resuspension in Lake Taihu, China. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2004, 47(1): 248-258. DOI: 10.1360/02yd0223
- [26] Jin SQ, Zhou JB, Bao WH, et al. Comparison of nitrogen and phosphorus uptake and water purification ability of five submerged macrophytes. *Environmental Science*, 2017, 38(1): 156-161. [金树权, 周金波, 包薇红, 等. 5种沉水植物的氮、磷吸收和水质净化能力比较. *环境科学*, 2017, 38(1): 156-161.]
- [27] Wang S R, Jin X C, Zhao H C, et al. Phosphorus release characteristics of different sediments in shallow lakes of middle and lower reaches of Yangtze River region, China. *Environmental Geology*, 2005, 48(1): 45-51. DOI: 10.1007/s00254-005-1271-x
- [28] Li Q H, Xia P H, Chen Y X, et al. Succession characteristics of phytoplankton community during regime shift in Lake Caohai, Guizhou. *Journal of Lake Sciences*, 2024, 36(1): 165-178. [李秋华, 夏品华, 陈元晓, 等. 贵州草海稳态转换过程中浮游植物群落演替特征. *湖泊科学*, 2024, 36(1): 165-178.] DOI: 10.18307/2024.0112
- [29] Zhang L, Shi LX, Wang GX, et al. Effect of decomposition of submerged macrophyte detritus on the changes of nitrogen and phosphorus forms in sediment. *China Environmental Science*, 2011, 31(8): 1344-1350. [张雷, 史龙新, 王国祥, 等. 沉水植物残体腐解对沉积物中氮磷形态变化的影响. *中国环境科学*, 2011, 31(8): 1344-1350.]
- [30] Xue J, Wang GX, Pan GQ, et al. Effects of decay and decomposition of submerged macrophytes on microenvironment and phosphorus migration at the sediment-water interface. *Environmental Science*, 2017, 38(11): 4566-4574. DOI: 10.13227/j.hjlx.201704153. [薛娇, 王国祥, 潘国权, 等. 沉水植物衰亡腐解对沉积物-水界面微环境及磷迁移的影响. *环境科学*, 2017, 38(11): 4566-4574.]