韩天伦,王万忠,鲍美君,等.苦草-镧改性凹土控制富营养化湖泊沉积物磷释放的根际效应研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4501-4512.
Han T L, Wang W Z, Bao M J, et al. Study on rhizosphere effect in controlling internal phosphorus using *Vallisneria spiralis* combined with La-modified attapulgite [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):4501-4512.

苦草-镧改性凹土控制富营养化湖泊沉积物磷释放的根际效应研究

韩天伦[1],王万忠[1],鲍美君[1],梁思嘉[1],刘晨飞[2],李 建[1],王 燕[1],孔 明[1*] (1.生态环境部南京环境科学研究所,江苏 南京 210042；2.南京水科院瑞迪科技集团有限公司,江苏 南京 210003)

摘要：为探究沉水植物与镧改性粘土组合技术中植物根系对沉积物磷释放控制的作用,本研究构建了苦草-镧改性凹土(LMA)原位控磷微宇宙实验,利用薄膜扩散梯度(DGT)、高分辨率间隙水采样(HR-Peeper)和 16S rRNA 测序等技术,系统分析了根际磷和微环境的动态变化.结果表明,与单独覆盖 LMA 相比,LMA 与苦草的联合应用使沉积物-间隙水中溶解反应性磷(SRP)、DGT-labile P 和活性磷(Mobile-P)的含量分别下降了 12.16%~62.72%、33.33%~38.46%和 3.66%~10.53%.从第 7d 至第 45d,苦草根系的总长度、表面积、体积、根尖数及有机酸分泌量显著增加.根系分泌的氧气分别使沉积物-水界面的溶解氧浓度和氧渗透深度增加了 1.16 倍和 3.42 倍,驱动根际微生物中优势菌群由 *Thiobacillus* 等溶磷菌向 *Sideroxydans* 等好氧菌转变.Mantel test 和偏最小二乘路径模型(PL-PM)分析进一步揭示,苦草根系分泌的有机酸加速了沉积物中 OP 的矿化,增强了苦草对 OP 的吸收利用.此外,苦草根系释放的氧气促进了铁氧化菌的增殖,将间隙水中的 Fe^{2+} 持续氧化为 Fe^{3+},使 SRP 以铁结合态磷(Fe-P)的形式被固定,从而有效抑制了间隙水中磷的释放.本研究为深入理解镧改性粘土与沉水植物联合控制富营养化湖泊内源磷释放的机制提供了新视角.

关键词：沉积物磷；镧改性粘土；沉水植物；根际效应；微生物作用
中图分类号：X524 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)08-4501-12

Study on rhizosphere effect in controlling internal phosphorus using *Vallisneria spiralis* combined with La-modified attapulgite.

HAN Tian-lun[1], WANG Wan-zhong[1], BAO Mei-jun[1], LIANG Si-jia[1], LIU Chen-fei[2], LI Jian[1], WANG Yan[1], KONG Ming[1*] (1.Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China；2.Nanjing Water Science Institute Ruidi Technology Group Co., Ltd, Nanjing 210003, China). *China Environmental Science*, 2025,45(8)：4501~4512

Abstract：In this study, microcosm experiment containing *Vallisneria spiralis* and La-modified attapulgite (LMA) was conducted to investigate the role of submerged macrophytes roots in controlling sediment phosphorus (P) release through the combined application of submerged macrophytes and La-modified clay. The dynamic variations of rhizosphere P and microenvironment were systematically analyzed using diffusive gradients in thin films (DGT), high-resolution dialysis (HR-Peeper), and 16S rRNA amplicon sequencing techniques. The results showed that the combined application of LMA and *Vallisneria spiralis* reduced the concentrations of soluble reactive P (SRP), DGT-labile P, and mobile forms of P (Mobile-P) in the sediment-porewater by 12.16% to 62.72%, 33.33% to 38.46%, and 3.66% to 10.53%, respectively, compared to the sole use of LMA. From day 7to day 45, significant increases were observed in the total length, surface area, volume, root tip numbers and organic acid secretion of *Vallisneria spiralis* roots. Root-release oxygen enhanced the dissolved oxygen concentration and oxygen penetration depth at the sediment-water interface by 1.16-fold and 3.42-fold, respectively, shifting the dominant rhizosphere microbial communities from P-solubilizing bacteria such as *Thiobacillus* to aerobic bacteria such as *Sideroxydans*. Mantel test and partial least squares path modeling (PL-PM) analysis further revealed that organic acids secreted by *Vallisneria spiralis* roots accelerated the mineralization of organic P in the sediment, thereby enhancing OP absorption and utilization by the roots. Additionally, root-released oxygen promoted the proliferation of iron-oxidizing bacteria, which continuously oxidizing Fe^{2+} to Fe^{3+} in the porewater. This process immobilized SRP in the form of iron-bound P (Fe-P), effectively inhibiting P release from the porewater. This study provides novel insights that deepen the understanding of the mechanisms through which La-modified clay and submerged macrophytes jointly regulate the release of endogenous P in eutrophic lakes.

Key words：sediment phosphorus；La-modified clay；submerged plants；rhizosphere effect；microbial action

近年来,富营养化对全球水环境构成了严峻挑战[1-3].磷(P)被认为是湖泊富营养化的主要限制因子[4-5].湖水中磷的来源包括外源磷输入和内源磷释放[6-7].研究表明,即使在外源输入得到有效控制的情

收稿日期：2025-01-08
基金项目：中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金资助项目(GYZX230306);生态环境部南京环境科学研究所创新团队项目(ZX2023QT017)
* 责任作者, 副研究员, kongming@nies.org

况下,沉积物中磷的释放仍会导致蓝藻水华的爆发,并且可持续数 10a[8].因此,控制内源磷负荷是富营养化湖泊治理的关键.

在沉积物表面投加磷钝化剂(PIAs)是降低富营养化湖泊内源磷释放速率的最佳选择之一,因为 PIAs 能够将沉积物中活性磷(Moblie-P)转化为惰性磷,从而抑制或减少内源磷的释放[9-10].镧改性粘土是目前最常用的 PIAs 之一,已在全球数百个水体中进行应用并取得了理想的效果[11-13].然而,受 pH 值、阴离子、溶解性有机物(DOM)、悬浮物沉降等湖泊环境因素的交互影响,镧改性粘土钝化沉积物磷的效果会被削弱[14-15].因此,为达到高效、稳定的控制效果,研究者常将镧改性黏土与曝气[16]、疏浚[17]和水生植物修复[18]等技术协同使用,其中最常联用的技术为沉水植物修复[19-21].

镧改性粘土与沉水植物的联合应用在沉积物磷控制方面相比单一技术展现出明显优势, 对沉积物总磷的去除效果甚至优于两种技术单独应用之和[17,22].现有研究普遍认为,镧改性粘土与沉水植物的联合控磷主要通过材料吸附、植物吸收及微生物调控的协同作用共同实现[23-24].例如,Huo 等[11]指出,镧改性粘土可与间隙水中的磷形成稳定的内球络合物,从而实现磷的固定;而苦草一方面通过根系直接吸收磷作为养分来源,另一方面促进沉积物中微生物的生长,增强有机磷的矿化速率,最终经人工收割将磷从水生态系统中移除,从而有效降低内源磷负荷.除直接摄取磷外,沉水植物根系作为与沉积物的接触面,分泌的氧气(ROL)能够改善氧化还原环境,调控根际沉积物中铁的氧化状态,从而影响铁结合态磷(Fe-P)的形成与稳定[25-27].同时,根系分泌的有机酸能够溶解沉积物中的难溶性磷,提高磷的生物有效性,从而促进其迁移转化[28-29].然而,目前关于沉水植物根系在联合技术控磷中的作用多集中于磷的直接吸收过程,较少关注根系构型重建、泌氧、泌酸以及调控微生物群落等综合效应,这限制了对根际效应在联合治理中作用机制的全面认识.

本研究旨在揭示沉水植物根际效应在镧改性粘土与沉水植物联合控制内源磷负荷中的作用及机制.为此,构建了根箱实验并围绕以下几个方面开展研究:(1)系统分析沉水植物在磷钝化过程中根系生长、泌酸、泌氧和根际微生物群落结构的变化; (2)探究镧改性粘土与沉水植物协同作用下沉积物-水界面(SWI)不同形态磷在垂向空间分布上的变化特征;(3)探讨沉水植物根际效应对内源磷控制效果的作用机理.

1 材料与方法

1.1 样品采集和镧改性凹土(LMA)制备

本研究中所使用的苦草、沉积物和水样均采自太湖竺山湾(120°2'E,31°26'N).苦草采自竺山湾浅水区,选取长势良好、带根且无损伤的植株带回实验室,经纯水冲洗干净后在室内驯化备用.分别使用彼得森采泥器和有机玻璃采水器在 Mobile-P 含量较高的湖心区采集表层沉积物和上覆水,并于 12h 内低温运回实验室.沉积物使用孔径为 0.2mm 的筛网进行筛分,弃去较大石块、有机碎屑、底栖生物和垃圾等,然后进行多次搅拌混合待用.上覆水经孔径为 0.45μm 的滤膜过滤以去除杂质及浮游植物.本研究所用的凹土取自中国江苏省盱眙县某厂,具体制备过程参考 Yin 等的方法[9],凹土原料以及 LMA 的物理化学性质见表 1.

表 1 天然凹土及 LMA 的物理化学性质

Table 1 Physicochemical properties of attapulgite and LMA

参数	天然凹凸棒土	LMA
Ca (mg/g)	80.4	30.1
Fe (mg/g)	25.6	33.1
Al (mg/g)	76.3	78.4
Mg (mg/g)	45.6	27.3
La (mg/kg)	42.1	10,532
烧失矢量(%)	42.6	13.4
比表面积,1.0~2.0mm (m^2/g)	64.9	72.9
总孔体积(cm^3/g)	0.211	0.190
SiO_2 (%)	36.74	48.21
CaO (%)	11.56	4.01
MgO (%)	9.75	5.87
Al_2O_3 (%)	16.58	18.32
Fe_2O_3 (%)	3.66	5.23
K_2O (%)	1.12	1.39

1.2 实验设计

本实验共准备 36 个可拆卸前窗的根箱(长 20cm×宽 12cm×高 25cm),每个根箱中填充 20cm 高度的沉积物,分为 3 个处理组(n=3): (i)对照组,未有任何添加; (ii)覆盖组,仅添加 LMA; (iii)联合组,添加 LMA 并种植苦草.覆盖组和联合组中 LMA 的投加

量与根箱 0~4cm 沉积物中 Mobile-P 含量的比例为 100:1.该比例的选择参考了先前的研究[2]以及相关文献中类似实验的常用比例[30-32].该比例能够模拟实际应用中常见的磷钝化剂投加量,并保证 LMA 能够在控制磷释放方面发挥足够的效果.联合组中每个根箱种植 12 株苦草,所种植的苦草均经过挑选以保证根长为(2.5±0.5) cm.所有根箱放置于培养箱中,使用虹吸法加入过滤后的上覆水并保证没过苦草以模拟沉水条件.此外,参考苦草的适宜生长温度范围(18~30℃)[33],同时避免高温可能加剧沉积物磷的迁移与释放.通过循环水浴装置将水温维持在 20℃,并且每天 7:00~16:00 使用全光谱植物补光灯(1000lux)照射以模拟自然光照状态.考虑到注水初期沉积物可能再悬浮,实验体系静置稳定 5d 后开始实验.在开始实验后的第 7,15,30,45d,首先使用微电极(Unisense,丹麦)对各个根箱沉积物-水界面(SWI)中溶解氧(DO)的剖面特征进行分析;然后向根箱中布设 HR-Peeper 和二维 DGT 装置,获取界面磷垂向梯度及二维剖面动态分布特征;随后收集苦草,采集根际沉积物,分析苦草的根系生长和泌酸特征;最后,将各根箱中表层沉积物(10cm)以 2cm 的间隔垂向分层,进行沉积物磷形态分析.为探究不同处理对沉积物微生物群落结构的影响,参考 Zhang 等[34]和 Huo 等[11]在联合修复研究中的采样方式,对照组与覆盖组采集表层沉积物样品,代表无苦草条件下 SWI 处的微生物组成;联合组中则采集苦草根系周围的根际沉积物,以反映根系活动影响下的微生物变化.采集样品均立即储存于-80℃冰箱中,以待后续 16S rRNA 高通量测序分析.

1.3　样品分析

1.3.1　间隙水中溶解反应性磷(SRP)和 DGT-labile P 的分析　每个 HR-Peeper 小室提取 12 μL 的间隙水,采用微量钼蓝比色法测定 SRP 浓度[35].将 DGT 装置中的氧化锆凝胶进行加热和 1.0mol/L NaOH 提取,之后采用钼蓝比色法进行膜显色,最后扫描显色膜图像并使用 Image J 软件处理,参照标准浓度梯度得到 DGT-Labile P 的二维分布[8,36].

1.3.2　苦草根系生长和泌酸特征　苦草的总根长、总根投影面积、总根表面积、总根体积和总根尖数使用根系分析系统(WinRHIZO, Regent,加拿大)分析[37].在每个采样日上午 9:00,从联合组的根箱中随机采集 3 株苦草用于分析根系的泌酸特征.采集的苦草根系依次使用自来水和去离子水反复冲洗 3~5 次,以去除表面附着物.随后,将苦草根系依次浸泡于 0.2mmol/L $CaCl_2$ 溶液中 2h 和 30mg/L 氯霉素溶液中 0.5h,每次处理后均用去离子水反复冲洗 3 次.处理后的苦草植株用海绵固定于装有 250mL 去离子水的遮光的三角瓶(500mL)中,确保根系全部浸入水中.在实验过程中,每 4h 收集并更换 1 次去离子水,共进行 2 次,将最终收集到的 500mL 样品储存于棕色瓶中并置于 4℃冰箱保存,随后使用旋转蒸发仪将收集液浓缩至 5mL,并储存于-20℃以待测定.实验液相色谱仪(UFLC-20, Shimadzu,日本)测定收集液中柠檬酸、草酸、酒石酸等有机酸的含量,从而表征苦草根系泌酸特征[26].

1.3.3　沉积物磷形态分析　采用 Rydin 的方法对沉积物磷形态进行依次提取[38].具体步骤为: (1) 1mol/L NH_4Cl 在 pH 值为 7 的条件提取弱吸附态磷(Labile-P); (2) 0.11mol/L $Na_2S_2O_4/NaHCO_3$ 提取铁磷(Fe-P); (3) 0.1mol/L NaOH 提取,提取液直接比色为铝磷(Al-P),消解后测定为总 NaOH 磷(NaOH-Tot P).NaOH-Tot P 与 Al-P 之差为有机磷(OP); (4) 0.5mol/L HCl 提取钙磷(Ca-P); (5) 550℃灼烧 2h,冷却后使用 1mol/L HCl 提取残渣态磷(Res-P).其中,Labile-P、Fe-P 和 OP 之和定义为 Mobile-P[39].

1.3.4　根际沉积物微生物分析　DNA 提取使用 FastDNA Power-Max 土壤 DNA 提取试剂盒(MP Biomedical,美国),并按照生产厂商的操作说明进行.16S rRNA 基因的扩增使用了 V3-V4 区,采用了前向引物 341F:5′-CCTACGGGNGGCWGCAG-3′和反向引物 805R:5′-GACTACHVGGGTATCTA-ATCC-3′.扩增产物由上海美吉生物医药科技有限公司在 Illumina MiSeq 平台进行高通量测序.测序得到的原始数据存在一定比例的干扰数据,为了确保分析结果的准确性和可靠性,首先对原始数据进行拼接和质量过滤,去除低质量和污染序列,得到有效数据.之后,基于有效数据进行 OTU 聚类和物种分类分析.最后,根据 OTU 结果计算样品的多样性指数,并进行属水平的微生物群落结构分析[36].

1.4　数据处理

通过 HR-Peeper 测定的 SRP 的分布信息,利用 Fick 第一定律计算 SWI 磷的通量 F (μmol/m^2·d):

$$F = \varphi_0 D_s \left.\frac{\partial c}{\partial x}\right|_{x=0} \quad (1)$$

式中:F 为界面磷扩散通量;φ_0 为表层沉积物的孔隙度;$\left.\frac{\partial c}{\partial x}\right|_{x=0}$ 为营养盐浓度梯度;D_s 为考虑了沉积物弯曲效应的实际分子扩散系数;D_0 为营养盐在无限稀释溶液中的理想扩散系数,相关数据参照文献[35,40].

在获取 DGT 薄膜的灰度数据后,利用校正曲线将灰度(y)转化为 DGT-labile P 在放置时间内的累积量(x) (公式(2)),然后根据(公式(3))计算 DGT-labile P 的浓度.

$$y = -177e^{-x/4.46} + 223 \quad (2)$$

$$C_{DGT} = \frac{M\Delta g}{DAt} \quad (3)$$

式中:M是P的累积量,μg/cm;t是放置时间,s;Δg是扩散层厚度,0.8mm;D 是 P 在扩散层中的扩散系数,cm^2/s,相关数据参照文献[41-42].

1.5 统计分析

所有统计数据均使用SPSS v 13.0软件(SPSS Inc., Chicago, IL)进行分析.使用独立样本 t 检验分析数据间的差异.使用主成分分析(PCA)来总结微生物群落之间的差异.使用 R Studio(v0.4.7)软件进行基于Person相关系数的Mantel检验.使用RStudio (v0.4.7)中的 plspm 包创建偏最小二乘路径模型(PLS-PM),建模参数包括根系形态、有机酸分泌特征、界面DO特征、根系微生物群落特征和沉积物中磷的形态特征.在Mantel检验和PLS-PM中,根系形态和有机酸分泌特征是苦草根系整体的生理特征,沉积物磷形态数据为根系生长区域多层样品的平均值;用以反映该区域磷的迁移转化特征.微生物群落结构采集于苦草根际沉积物.代表根系效应调控下的微生物响应.此外,受限于技术条件,本研究无法获取根系直接位置的 DO 数据,因此采用 SWI 处 DO 浓度和渗透深度的平均值作为根系泌氧强度的间接指标.已有研究表明,苦草根系泌氧可显著影响 SWI 处的氧扩散状态,该参数可反映苦草根系泌氧对氧化还原状态的调控作用[26-27].

2 结果与分析

2.1 苦草根系形态和有机酸分泌特征

联合组中苦草根系形态特征的变化如表 2 所示.从第 7d 到第 45d,苦草根的总长度、总投影面积、总表面积、总体积和总根尖数分别增加了 2.16 倍、2.20 倍、2.42 倍、2.12 倍和 1.91 倍.在苦草根系的分泌物中共检测出 11 种有机酸,其中苹果酸为主要成分,占比范围为 47.73%~54.08%,其次为柠檬酸(34.27%~44.04%),其余有机酸含量较低,占比均低于 8%.从第 7d 到第 45d,苦草分泌的有机酸总量逐渐增加,但不同种类有机酸含量的变化趋势差异显著,其中苹果酸含量逐渐升高了 1.89 倍,柠檬酸含量波动增加了 1.91 倍,而其余的有机酸含量呈波动变化趋势.

表 2 联合组中苦草根系形态和有机酸分泌特征

Table 2 Root morphology and organic acids in exudates of Vallisneria spiralis in Combined treatment

参数	实验周期			
	第 7d	第 15d	第 30d	第 45d
总根长 (cm)	84.08±9.08^{c}	130.20±10.20^{b}	161.26±11.26^{a}	181.98±11.98^{a}
总根投影面积 (cm^2)	2.85±0.60^{b}	4.70±0.60^{a}	4.94±0.64^{a}	6.26±0.64^{a}
总根表面积 (cm^2)	8.95±1.35^{c}	14.76±1.16^{b}	19.53±2.53^{ab}	21.67±2.07^{a}
总根体积 (cm^3)	0.08±0.01^{c}	0.13±0.00^{b}	0.15±0.01^{ab}	0.17±0.01^{a}
总根尖数 (个)	469.00±43.00^{c}	641.00±41.00^{b}	769.33±59.33^{ab}	896.00±53.00^{a}
酒石酸 (ng/mL)	8.34±0.44^{d}	34.04±3.04^{c}	87.16±6.16^{a}	49.44±4.44^{b}
苹果酸 (ng/mL)	7734.18±632.18^{c}	8576.56±576.56^{c}	10683.51±683.51^{b}	14607.31±87.31^{a}
丙二酸 (ng/mL)	572.12±60.12^{a}	512.28±23.28^{a}	478.52±18.52^{a}	508.84±27.84^{a}
乙酸 (ng/mL)	504.75±39.75^{a}	495.35±36.35^{a}	502.08±77.92^{a}	521.66±44.34^{a}
乳酸 (ng/mL)	43.84±4.56^{b}	41.89±7.01^{b}	43.18±4.92^{b}	94.60±8.10^{a}
草酸 (ng/mL)	1141.46±58.54^{a}	65.70±1.30^{d}	634.09±55.91^{b}	459.92±32.08^{c}
马来酸 (ng/mL)	2.50±0.40^{a}	1.34±0.24^{c}	2.30±0.20^{ab}	1.69±0.29^{bc}
柠檬酸 (ng/mL)	5454.62±454.62^{c}	7913.23±583.23^{b}	7417.20±216.20^{b}	10396.82±400.82^{a}
富马酸 (ng/mL)	106.83±8.17^{b}	131.67±11.33^{ab}	144.03±12.03^{a}	153.71±17.29^{a}
琥珀酸 (ng/mL)	329.57±27.43^{a}	170.45±11.45^{b}	198.42±9.42^{b}	173.33±9.33^{b}
乌头酸 (ng/mL)	19.73±1.23^{b}	24.24±1.84^{b}	21.05±2.15^{b}	41.77±2.87^{a}

注:不同小写字母表示指标在不同试验周期差异显著(P<0.05).

2.2　沉积物-水界面 DO 垂向变化特征

不同处理组沉积物-水界面 DO 浓度的垂向变化特征如图 1 所示.对照组和覆盖组在 SWI(深度为 2~-4mm)处的 DO 平均浓度呈现波动下降的趋势,而联合组的 DO 平均浓度从第 7d 的 3.05mg/L 逐渐升高至第 45d 的 6.60mg/L,且从第 15d 开始显著高于对照组和覆盖组(P<0.05).对照组沉积物氧气渗透深度(OPD)维持在 4.0mm 左右,而覆盖组的 OPD 从 7d 的 4.3mm 缓慢增加至 45d 的 6.3mm.相比之下,联合组的 OPD 从第 7 天的 6.0mm 迅速增加至第 45d 的 26.5mm,且在整个实验周期内均显著高于对照组和覆盖组(P<0.05).可见,LMA 和苦草的联合能够提升沉积物-水界面 DO 浓度和 OPD.

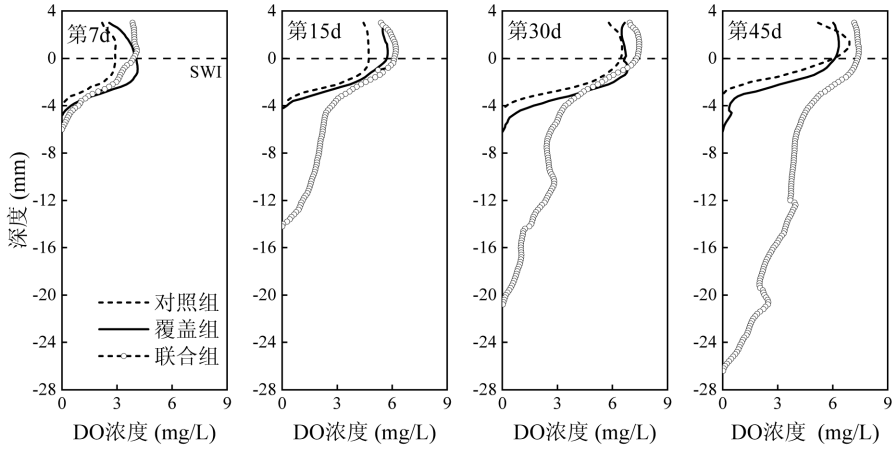


图 1　3 个处理组在第 7~45d 沉积物-水界面 DO 浓度垂向变化特征

Fig.1　Vertical distribution of DO concentrations at SWI in the three treatments from day 7 to day 45

2.3　沉积物微生物群落结构特征

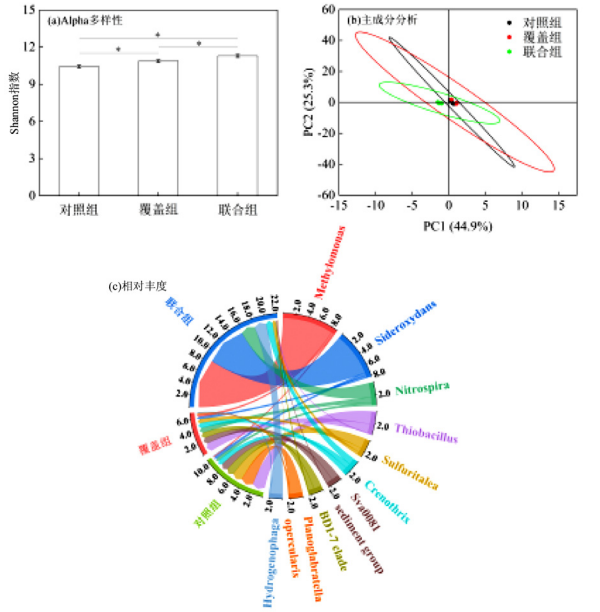


图 2　三个处理组沉积物中微生物群落的 Alpha 多样性(a)、属水平的主成分分析(b)和属水平微生物物种的相对丰度(c)

Fig.2　Microbial community alpha diversity (a), principal component analysis on the genus level (b) and relative genus-level microbial community abundance in sediments of Control, Capping and Combined treatments

*表示不同处理组间差异显著(P<0.05)

3 个处理组沉积物中微生物群落结构的多样性和组成如图 2 所示.对照组、覆盖组和联合组沉积物中微生物的 shannon 指数分别为(10.43±0.11)、(10.88±0.09)和(11.30±0.12),表明 LMA 与苦草的联合能够显著增加沉积物微生物的多样性(P<0.05). PCA 分析结果进一步表明,与对照组和覆盖组相比,LMA 与苦草的联合能够显著改变沉积物中微生物群落结构(P<0.05).

在属水平上,对照组中 Thiobacillus 的相对丰度最高,平均为 2.17%,其次为 Planoglabratella opercularis(2.07%)和 Sulfuritalea (1.74%).在覆盖组中,Thiobacillus 相对丰度仍最高,平均为 1.45%,其次为 Sva0081sediment group (1.07%)和 BD1-7clade (0.93%).而在联合组中, Methylomonas 的相对丰度最高,达到 8.45%,其次为 Sideroxydans (7.23%)和 Nitrospira (2.42%). Thiobacillus 为典型的硫氧化菌,可以将沉积物中的硫化物氧化生成硫酸盐,从而与磷酸盐竞争吸附位点,促进磷的解吸释放[43].BD1-7clade 为溶磷菌,可将沉积物中的有机磷或者难溶性磷水解为生物可直接利用的正磷酸盐[8]. Sideroxydans 是铁氧化细菌,能将沉积物间隙水中的 Fe^{2+}通过生物铁氧化反应氧化为 Fe^{3+},并以铁氧复合

物的形式吸附磷,从而实现磷的固定[44-45].Methylomonas 属于Ⅰ型甲烷氧化菌,能够利用甲烷作为唯一的碳源和能量来源,是生态系统中甲烷排放的天然消减器[46].Nitrospira 属于完全氨氧化细菌(Comammx),能够同步执行氨氧化和亚硝酸盐氧化,从而高效完成硝化过程[47].

2.4 沉积物-水界面不同形态磷的分布特征

2.4.1 间隙水中 SRP 浓度的垂向变化 在对照组中,SRP 浓度沿 SWI 向下逐渐增加,在深度为-60~-40mm 处达到峰值,然后随着深度增加呈现波动下降的趋势.在覆盖组中,前 30d 间隙水中的 SRP 浓度较低(均值< 0.13mg/L),且垂向分布较为稳定;之后深层沉积物间隙水(-80~-40mm)中的 SRP 浓度逐渐升高.相比之下,联合组间隙水中的 SRP 浓度在整个实验周期内始终保持较低水平.从第 7d 至第 45d,与对照组相比,覆盖组间隙水中 SRP 的平均浓度分别下降了 59.62%、75.17%、70.88%和 50.13%,而联合组间隙水中 SRP 的平均浓度分别下降了 73.78%、84.31%、91.30%和 81.57%.此外,与覆盖组相比,联合组根际间隙水中的 SRP 浓度显著降低(P<0.05),其降低幅度(0.06~0.23mg/L)和百分比(50.64%~77.18%)均要高于非根际.

3 个处理组间隙水中 SRP 的释放通量如图 3(b)所示.对照组间隙水中 SRP 的释放通量较高,范围为 0.87~1.49pg·s^{-1}·cm^{-2}.与对照组相比,LMA 的钝化使间隙水中 SRP 的释放通量分别下降了 79.10%、84.91%、84.41%和 50.58%,而 LMA 与苦草的联合则分别使其下降了 95.42%、89.67%、86.33%和 72.53%.可见,与单独覆盖 LMA 相比,LMA 与苦草的联合不仅能够进一步显著降低深层间隙水中 SRP 的浓度(P<0.05),还能够在更长的时间内有效抑制 SRP 的释放.

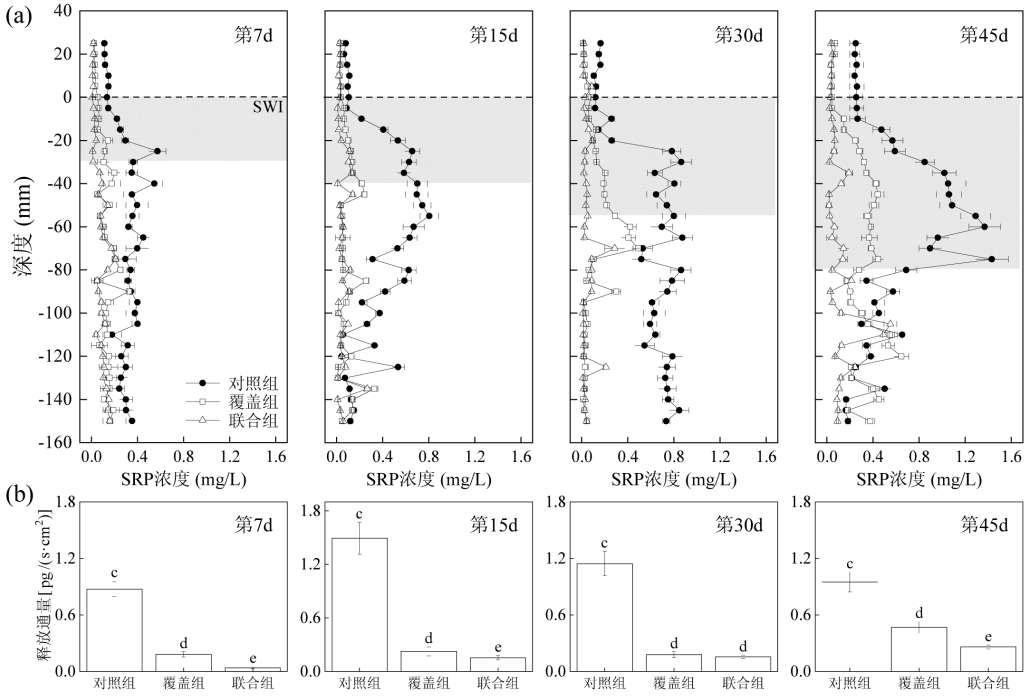


图 3 三个处理组在第 7,15,30 和 45d 间隙水中 SRP 浓度及其释放通量

Fig.3 SRP concentration in sediment pore water and their fluxes across SWI from three treatments at 7, 15, 30, 45days

灰色区域表示苦草根系的生长区域,不同小写字母表示通量在不同试验组差异显著(P<0.05)

2.4.2 间隙水中 DGT-labile P 浓度的垂向变化 3 个处理组间隙水中 DGT-labile P 的二维分布如图 4 所示.在第 7d,对照组上覆水中 DGT-labile P 浓度较低(最大值<0.04mg/L),随后从 SWI 迅速升高至-10mm 的深度处,在此后浓度趋于稳定,剖面平均浓度为 0.12mg/L.在第 15,30 和 45d,对照组 SWI 以下 20~100mm 的间隙水中 DGT-labile P 浓度逐渐增加,剖面平均浓度分别达到 0.16,0.17 和 0.16mg/L.在第 7 和 15d,LMA 的钝化使覆盖组 SWI 以下 5~15mm 间隙水中的 DGT-labile P 浓度降低,剖面平均浓度分别为 0.14 和 0.13mg/L.随着钝化时间延长至第 30 和 45d,低浓度区域逐渐扩大至 SWI 以下 20~40mm,剖

面平均浓度分别为 0.12 和 0.11mg/L.相比之下,LMA 和苦草的联合使间隙水中 DGT-labile P 的平均浓度从第 7d 的 0.09mg/L 逐渐下降至第 45d 的 0.07mg/L,低浓度的区域从 SWI 以下 25mm 扩展至 SWI 以下 80mm,与苦草根系生长范围一致.同时,在联合组的深层间隙水(SWI 以下 80~120mm)中,DGT-labile P 浓度呈现逐渐升高的趋势.此外,与覆盖组相比,联合组根际 DGT-labile P 浓度的下降幅度更为显著,下降量在 0.03~0.06mg/L 之间,降幅达到 32.54%~77.37%,均显著高于非根际区域.总之,LMA 与苦草的联合能够从时间和空间上进一步显著降低间隙水中 DGT-labile P 的浓度(P<0.05).

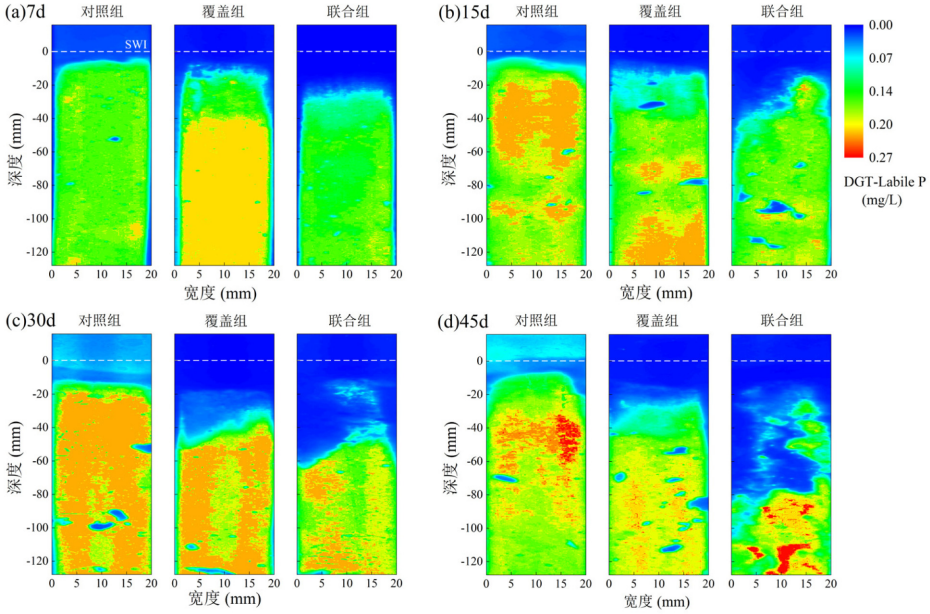


图 4　三个处理组在第 7~45d 沉积物间隙水剖面中 DGT-labile P 的二维分布

Fig.4　Two-dimensional DGT-labile P distributions in the sediment profiles of three treatments from day 7 to day 45

虚线表示 SWI

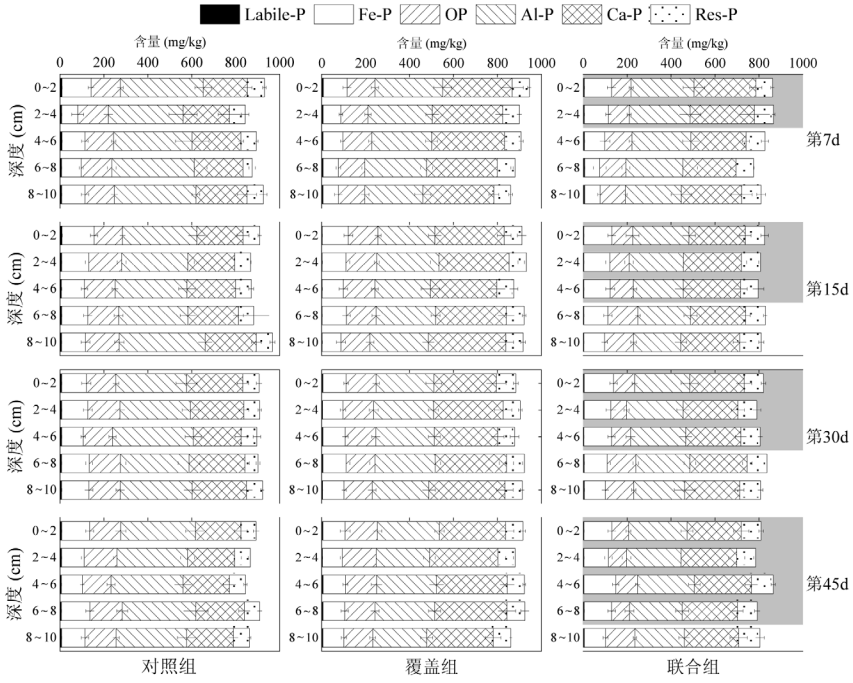


图 5　三个处理组在第 7,15,30 和 45d 沉积物不同形态磷含量的分布特征

Fig.5　The distribution of sediment P fractions in three treatments at 7, 15, 30 and 45 days

灰色区域表示苦草根系的生长区域

2.4.3 沉积物中不同形态磷的垂向变化 3 个处理组沉积物中不同形态磷含量的变化特征如图 5 所示.在对照组沉积物中,Al-P 在 TP 中的占比最高(34.6%~42.9%),其次是 Ca-P (21.6%~28.3%)和 OP (14.2%~17.3%).与对照组相比,LMA 的钝化在整个试验周期内使沉积物中 Mobile-P 含量下降了 8.6%~12.07%,而 Ca-P 和 Res-P 含量分别增加了约 42%和 11%.与覆盖组相比,从第 7~45d,LMA 与苦草的联合使沉积物中 Mobile-P 下降了 3.66%~10.53%.然而,OP 和 Fe-P 的变化趋势不同,其中 OP 的平均含量从(107.94±6.47) mg/kg 下降至(87.07±4.63) mg/kg,而 Fe-P 平均含量从(93.20±9.16) mg/kg 增加至(120.78±3.82) mg/kg,且从第 30d 起 Fe-P 含量已高于对照组.此外,观察到沉积物中 Fe-P 含量的增加以及 OP 含量的降低主要发生在根区(P<0.05).同时随着根系向深层沉积物中生长,深层沉积物中的 Fe-P 含量逐渐增加,而 OP 逐渐降低,表明根系活动在调控沉积物中磷形态分布方面发挥了重要作用.

3 讨论

3.1 联合处理对沉积物磷的控制效果

与覆盖组相比,LMA 与苦草的联合处理使沉积物-间隙水中 SRP、DGT-labile P 和 Mobile-P 的含量分别下降了 12.16%~62.72%、33.33%~38.46%和 3.66%~10.53%(图 3、4 和 5),这与 Yang 等的研究结果一致[17].此外,已有多项研究证明,沉水植物与 PIAs 的联合应用对沉积物磷的控制效果显著优于单一的沉水植物修复[48-49],共同表明联合应用能够在时间和空间尺度上更加有效地降低内源磷负荷.进一步观察发现,在联合组中,苦草根系生长区域的 SRP、DGT-labile P 和 Mobile-P 的下降幅度显著高于非根际区,且下降的深度与苦草根系分布区高度一致.结合联合组中 SWI 处 DO 浓度和渗透深度的显著增加,表明苦草根际效应在联合技术控制沉积物磷中起到了关键作用.Li 等[19]总结了联合处理组中磷潜在的迁移途径,一部分活性磷被 PIAs 钝化为惰性磷,另一部则被沉水植物吸收并转化为自身的组织结构,最终通过植物收割实现磷的去除,从而有效降低上覆水中的磷浓度.然而,PLS-PM 分析结果显示,在联合组中,苦草根系的生长对沉积物磷形态的变化并未表现出显著影响(P>0.05).相反,根系的泌氧、泌酸以及根际微生物群落结构的变化,对沉积物磷形态的转化产生了显著影响(P<0.05),表明根系分泌物及微生物调控在沉积物磷转化过程中发挥了主导作用.本文先前的研究表明[2],LMA 的覆盖能够在沉积物-水界面形成新的界面结构,显著促进苦草根系的生长,并增强其对氧气和有机酸的分泌.同时,LMA 添加显著改变了根际微生物群落结构,促进好氧微生物的生长繁殖,从而加速了沉积物中不溶性磷的分解,提高了磷的生物利用度.

3.2 根系泌氧对沉积物磷钝化的影响

随着苦草根系向深层沉积物中生长,氧气经过通气组织释放至根尖并扩散到根际沉积物中[50-51],显著增加了联合组中 SWI 溶解氧浓度和氧渗透深度(图 1).PLS-PM 分析表明,联合组中根系泌氧与沉积物磷形态之间呈现出显著的直接关联(图 6),其中与 Fe-P 的相关性系数最高(图 7),表明根系泌氧是驱动 Fe-P 迁移转化的关键因素.已有研究证实,苦草根系持续释放的氧气能够有效提升根际沉积物的溶解氧浓度和氧化还原电位[27,52].在此过程中,间隙水中的 Fe^{2+}被不断氧化为 Fe^{3+},并在根表面形成铁斑[53].铁氧化物对磷的强吸附亲和力促使沉积物间隙水中的磷向铁斑扩散,从而导致根际沉积物中磷的富集[54].此外,联合组根际沉积物中 Fe-P 含量的逐渐增加(图 5)及其与间隙水中 DGT-labile P 的显著负相关性(图 6)进一步验证了氧化铁形成与磷固定的动态耦合关系.

3.3 根系微生物对沉积物磷钝化的影响

PLS-PM 分析结果表明,苦草根系泌氧不仅直接促进了沉积物中 Fe-P 的形成,还通过调控微生物群落结构间接驱动沉积物磷形态的变化(图 6).与对照和覆盖组相比,联合应用显著改变了沉积物中微生物的多样性和群落结构组成(图 2).这一现象与 Huo 等[11]和 Liu 等[36]的研究结果一致,他们认为富含微量元素的改性粘土能为沉水植物根际微生物提供良好的繁殖环境.然而,本研究发现,苦草根系泌氧是驱动沉积物微生物群落结构变化的关键因素(图 7).与对照组相比,覆盖组沉积物中 *Thiobacillus* 和 *BD1-7clade* 等优势菌属的相对丰度降低了约 42%,这与本文先前的研究结果一致,即镧改性粘土的钝化能够抑制硫氧化菌和溶磷菌的生长繁殖[41].在联合组中,随着根系泌氧增强,*Sideroxydans* 、

Methylomonas 和 *Nitrospira* 成为优势菌属(图 5).其中,*Sideroxydans* 作为典型的铁氧化细菌,能将沉积物间隙水中广泛存在、相对稳定的 Fe^{2+}通过生物铁氧化反应氧化为 Fe^{3+},并以铁氧复合物的形式吸附磷,从而实现沉积物中磷的固定[45].由此可见,与已有研究主要从化学氧化过程解释磷富集现象不同,本研究进一步揭示了生物氧化作用在Fe-P形成过程中的关键作用,丰富了对联合控磷机制的认识.此外,对根际沉积物中优势菌属功能变化的分析表明,LMA 与苦草的联合不仅能够高效抑制内源磷的活化及释放,还可能对温室气体的减排和氮循环产生潜在影响,但具体作用机制仍需要进一步深入的研究.

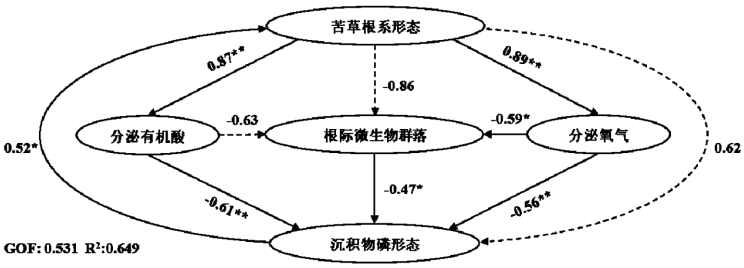


图 6　联合组中苦草根系特征、泌酸、泌氧、根际微生物和沉积磷形态之间的 PLS-PM 分析

Fig.6　PLS-PM demonstrating relations between Root growth, Organic acid secretion, Rhizophere microbial community, Radial oxygen loss, and Sediment P fractions in Combined treatment

实线表示路径显著(P<0.05),虚线表示路径不显著(P>0.05)

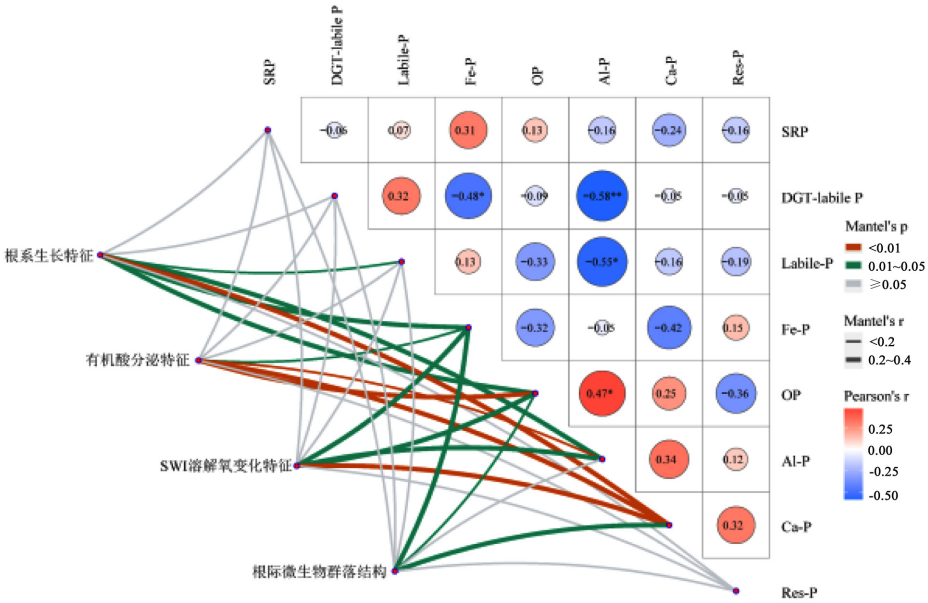


图 7　联合组中苦草根际效应特征与沉积物中不同形态磷之间的相关性

Fig.7　Correlations between root morphological traits of Vallisneria spiralis and different fractions of sediment P in Combined treatments

3.4　根系有机酸分泌对沉积物磷钝化的影响

在实验周期内,苦草根系有机酸的分泌量和组分发生了显著变化(表 1),这一现象可能与 LMA 富含微量元素以及钝化所营造的“缺磷”环境相关[55].同时,本文观察到苦草根系分泌的有机酸对沉积物中磷形态的变化具有显著的直接影响(图 6),其中对 OP 和 Ca-P 的影响最为显著(图 7).研究表明,沉水植物根系分泌的有机酸是缺磷沉积物中磷活化的重要机制之一,有机酸(本研究中主要为苹果酸和柠檬酸)降低了根际沉积物的 pH 值,促进了 OP 的溶解[27,56],同时还能够与含磷金属氧化物(如 Fe 和 Ca)发生配体交换或络合反应,生成活性较强的 $H_2PO_4^-$,从而提高难溶性磷的生物有效性[28,57].这种机制也解释了为何相比与覆盖组,联合组根际沉积物中 OP

和 Ca-P 含量显著降低(图 5),以及深层间隙水中 DGT Labile-P 浓度出现“热点”(图 4).然而,与根系泌氧通过改变微生物群落间接影响沉积物磷形态的转化不同,本研究未发现苦草根系分泌的有机酸能够通过改变微生物群落来间接影响沉积物磷形态的转化.这与 Liu 等[23]提出的“有机酸-微生物协同促进磷活化”假说存在一定差异,可能与不同植物种类、有机酸类型及沉积物理化性质差异有关.

值得注意的是,本文研究结果是在根箱实验的基础上得到的.在实际环境中,由于受到外界环境因素(温度、pH 值、风浪扰动等)以及外源磷输入的影响,镧改性黏土对沉积物磷的钝化效果以及铁氧化物对磷的固定效果可能会受到削弱.因此,未来研究中应结合原位实验或野外实地研究,以更全面地验证其在复杂生态系统中的实际表现.此外,不同投加剂量的镧改性粘土对沉积物磷迁移转化特征及沉水植物根际效应的影响亦值得深入研究,以优化联合修复技术的应用参数和推广规范.

4 结论

4.1 与覆盖组相比,联合组沉积物-间隙水剖面中 SRP、DGT-labile P 和 Mobile-P 的含量分别下降了 12.16%~62.72%、33.33%~38.46%和 3.66%~10.53%.同时,随着实验时间的延长,苦草根系分泌的有机酸和氧气含量逐渐增加,根系形态和根际微生物群落结构也发生了显著变化(P<0.05).

4.2 从第 7d 至第 45d,苦草根系的泌氧使沉积物-水界面 DO 浓度和渗透深度分别增加了 1.16 倍和 3.42 倍,促进了铁氧化细菌(*Sideroxydans*)的生长繁殖.铁氧化细菌通过生物氧化作用将间隙水中的 Fe^{2+}转化为 Fe^{3+},使 SRP 在根际沉积物中以 Fe-P 的形式固定,从而降低了间隙水中磷的迁移转化.

4.3 苦草根系分泌的有机酸降低了根际沉积物的 pH 值,促进了沉积物中 OP 的溶解,并进一步被苦草吸收利用.在根系泌氧和泌酸的双重作用下,LMA 与苦草的联合显著增强了对内源磷释放的控制效果.

参考文献:

[1] Abell J, Özkundakci D, Hamilton D, et al. Quantifying the extent of anthropogenic eutrophication of lakes at a national scale in New Zealand [J]. Environmental Science & Technology, 2019,53(16): 9439-9452.

[2] Kong M, Ouyang X, Han T, et al. Combination of lanthanum-modified attapulgite and *Vallisneria natans* for immobilization of phosphorus in various types of sediments [J]. Chemical Engineering Journal, 2024,492:152264.

[3] 杨 科,刘丽香,韩永伟,等.植物净化富营养水体过程中温室气体变化及影响因素初探 [J]. 中国环境科学, 2023,43(10):5403-5411.
Yang K, Liu L X, Han Y W, et al. Preliminary study on the changes and influencing factors of greenhouse gases during the purification of eutrophic water by plants [J]. China Environmental Science, 2023,43 (10):5403-5411.

[4] Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, et al. Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus [J]. Science, 2009,323:1014-1015.

[5] Xie F Z, Li L, Song K, et al. Characterization of phosphorus forms in a Eutrophic Lake, China [J]. Science of The Total Environment, 2019, 659:1437-1447.

[6] Gustafsson B G, Schenk F, Blenckner T, et al. Reconstructing the development of Baltic sea eutrophication 1850-2006 [J]. Ambio, 2012,41(6):534-548.

[7] 王计超,黄 涛,许 丹,等.春夏季巢湖湖滨沉积物-水界面磷动态与内源释放潜力 [J]. 中国环境科学, 2024,44(9):4948-4957.
Wang J C, Huang T, Xu D, et al. Dynamics and endogenous release potential of phosphorus at sediment-water interface in Chaohu lakeshore in spring and summer [J]. China Environmental Science, 2024,44(9):4948-4957.

[8] Kong M, Liu F F, Tao Y, et al. First attempt for in situ capping with lanthanum modified bentonite (LMB) on the immobilization and transformation of organic phosphorus at the sediment-water interface [J]. Science of The Total Environment, 2020,741:140342.

[9] Yin H B, Yang P, Kong M, et al. Use of lanthanum/aluminum co-modified granulated attapulgite clay as a novel phosphorus (P) sorbent to immobilize P and stabilize surface sediment in shallow eutrophic lakes [J]. Chemical Engineering Journal, 2020,385:123395.

[10] Loganathan P, Vigneswaran S, Kandasamy J, et al. Removal and recovery of phosphate from water using sorption [J]. Critical Reviews in Environment Science and Technology, 2014,44(8):847-907.

[11] Huo L, Yang P, Yin H B, et al. Enhanced nutrient control efficiency in sediments using modified clay inactivation coupled with aquatic vegetation in the confluence area of a eutrophic lake [J]. Science of The Total Environment, 2024,907:168149.

[12] Vargas K G K,Qi Z M. P immobilizing materials for lake internal loading control: A review towards future developments [J]. Critical Reviews in Environment Science and Technology, 2019,49(6):518-552.

[13] 汪逸云,尹洪斌,孔 明,等.镧铝改性凹凸棒粘土对富营养化湖泊有机磷控制效果 [J]. 中国环境科学, 2020,40(9):3801-3809.
Wang Y Y, Yin H B, Kong M, et al. Effects of lanthanum/aluminum modified attapulgite clay on organic phosphorus control in eutrophic lakes [J]. China Environmental Science, 2020,40(9):3801-3809.

[14] Kuster A C, Kuster A T, Huser B J. A comparison of aluminum dosing methods for reducing sediment phosphorus release in lakes [J]. Journal of Environmental Management, 2020,261:110195.

[15] Shen X, Li W, Fan B, et al. Sediment resuspension causes horizontal variations in the distributions of phosphorus (P) and P-inactivating

materials with differing P immobilization in different sediment planes [J]. Water Research, 2023,243:120327.

[16] Li G, Jaisi D P, Wang M, et al. Zeolite facilitates sequestration of heavy metals via lagged Fe(II) oxidation during sediment aeration [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024,469:133961.

[17] Yang C, Wang G, Yin H. Combining dredging with modified zeolite thin-layer capping to control nitrogen release from eutrophic lake sediment [J]. Journal of Environmental Management, 2024,353: 120291.

[18] Chen X, Liu L, Wang Y, et al. The combined effects of lanthanum-modified bentonite and *Vallisneria spiralis* on phosphorus, dissolved organic matter, and heavy metal(loid)s [J]. Science of The Total Environment, 2024,917:170502.

[19] Li C, Yu H, Tabassum S, et al. Effect of calcium silicate hydrates coupled with *Myriophyllum spicatum* on phosphorus release and immobilization in shallow lake sediment [J]. Chemical Engineering Journal, 2018,331:462-470.

[20] Liu Z, Zhang Y, Yan P, et al. Synergistic control of internal phosphorus loading from eutrophic lake sediment using MMF coupled with submerged macrophytes [J]. Science of The Total Environment, 2020, 731:138697.

[21] 邹林熹,李丹莉,程康龙,等.改性红土与苦草联合作用控制沉积物中磷释放 [J]. 中国环境科学, 2025,45(5):2780-2791.
Zou L X, Li D L, Cheng K L, et al. Modified red soil combined with aquatic plants to control sediment phosphorus release [J]. China Environmental Science, 2025,45(5):2780-2791.

[22] Wang C, Liu Z, Zhang Y, et al. Synergistic removal effect of P in sediment of all fractions by combining the modified bentonite granules and submerged macrophyte [J]. Science of The Total Environment, 2018,626:458-467.

[23] Liu Y, Zou Y, Kong L, et al. Effects of bentonite on the growth process of submerged macrophytes and sediment microenvironment [J]. Journal of Environmental Management, 2021,287:112308.

[24] 骆　凤,张　义,韩　帆,等.硅酸盐矿物麦饭石对沉水植物苦草(*Vallisneria spiralis*)生长的促进效应 [J]. 湖泊科学, 2020,32(4): 999-1007.
Luo F, Zhang Y, Han F, et al. The effect of silicate mineral maifanite on the growth of submerged macrophytes *Vallisneria spiralis* [J]. Journal of Lake Sciences, 2020,32(4):999-1007.

[25] Wang X M, Liu F, Tan W F, et al. Characteristics of phosphate adsorption-desorption onto ferrihydrite: Comparison with well-crystalline Fe (hydr)oxides [J]. Soil Science, 2013,178(1):1-11.

[26] Xing X, Ding S, Liu L, et al. Direct evidence for the enhanced acquisition of phosphorus in the rhizosphere of aquatic plants: A case study on *Vallisneria natans* [J]. Science of The Total Environment, 2018,616-617:386-396.

[27] Zhang Y, Li C, Sun Q, et al. Phosphorus acquisition strategy of *Vallisneria natans* in sediment based on in situ imaging techniques [J]. Environmental Research, 2021,202:111635.

[28] Taghipour M, Jalali M. Effect of low-molecular-weight organic acids on kinetics release and fractionation of phosphorus in some calcareous soils of western Iran [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2013,185(7):5471-5482.

[29] Vance C P, Uhde-Stone C, Allan D L. Phosphorus acquisition and use: Critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource [J]. New Phytologist, 2003,157(3):423-447.

[30] Sun Q, Lin J, Cao J, et al. A new method to overall immobilization of phosphorus in sediments through combined application of capping and oxidizing agents [J]. Science of The Total Environment, 2019,694: 133770.

[31] Reitzel K, Andersen Ø F, Egemose S, et al. Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water [J]. Water Research, 2013,47(8):2787-2796.

[32] Ye L F, Li Y, Liu C, et al. Synthesis of lanthanum modified attapulgite and its phosphorus fixing mechanism for urban eutrophic lake [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2022,233:430.

[33] 陈开宁,兰策介,史龙新,等.苦草繁殖生态学研究 [J]. 植物生态学报, 2006,30:487-495.
Chen K N, Lan C J, Shi X L, et al. Reproductive ecology of *Vallisneria natans* [J]. Journal of Plant Ecology, 2006,30:487-495.

[34] Zhang X, Zhen W, Jensen S H, et al. The combined effects of macrophytes (*Vallisneria denseserrulata*) and a lanthanum-modified bentonite on water quality of shallow eutrophic lakes: A mesocosm study [J]. Environmental Pollution, 2021,277:116720.

[35] Ding S, Han C, Wang Y, et al. In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake [J]. Water Research, 2015,74:100-109.

[36] Liu Y, Bai G, Zou Y, et al. Combined remediation mechanism of bentonite and submerged plants on lake sediments by DGT technique [J]. Chemosphere, 2022,298:134236.

[37] 徐德福,潘潜澄,李映雪,等.生物炭对人工湿地植物根系形态特征及净化能力的影响 [J]. 环境科学, 2018,39(7):3187-3193.
Xu D F, Pan Q C, Li Y X, et al. Effect of biochar on root morphological characteristics of wetland plants and purification capacity of constructed wetland [J]. Environmental Science, 2018,39 (7):3187-3193.

[38] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in lake erken sediment [J]. Water Research, 2000,34:2037-2042.

[39] Yin H B, Zhang M, Yin P, et al. Characterization of internal phosphorus loading in the sediment of a large eutrophic lake (Lake Taihu, China) [J]. Water Research, 2022,225:119125.

[40] Tang W, Duan S, Shan B, et al. Concentrations, diffusive fluxes and toxicity of heavy metals in pore water of the Fuyang River, Haihe Basin [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016,127:80-86.

[41] Kong M, Liu F, Zhang W, et al. High resolution investigation of pH on control of mobile and organic phosphorus and associated release kinetics following lanthanum modified bentonite (LMB) amendment at the water-sediment interface [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,295:126148.

[42] Diao F, Liu Y, Xu D, et al. Comparison of acid volatile sulphide, metal speciation, and diffusive gradients in thin-film measurement for metal toxicity assessment of sediments in Lake Chaohu, China [J]. Science of The Total Environment, 2022,837:155438.

[43] Gu X, Peng Y, Sun S, et al. Simultaneous denitrification and iron-phosphorus precipitation driven by plant biomass coupled with iron scraps in subsurface flow constructed wetlands [J]. Journal of

Environmental Management, 2022,322:116104.

[44] Zhou N, Kupper R J, Catalano J G, et al. Biological oxidation of Fe(II)-bearing smectite by microaerophilic iron oxidizer *sideroxydans lithotrophicus* using dual mto and cyc2iron oxidation pathways [J]. Environmental Science & Technology, 2022,56(23):17443-17453.

[45] Ma X, Mason-Jones K, Liu Y, et al. Coupling zymography with pH mapping reveals a shift in lupine phosphorus acquisition strategy driven by cluster roots [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2019,135: 420-428.

[46] Hoa T Q L, Eun Y L. Insights into C1and C3assimilation pathways in type I methanotrophic bacterium from co-production of 1,2-propanediol and lactate [J]. Bioresource Technology, 2022,365: 128172.

[47] Sarah A A, Emilie S, Laura A S, et al. Ammonia-oxidizing archaea and complete ammonia-oxidizing bacteria in water treatment systems [J]. Water Research X, 2022,15:100131.

[48] Zhang X, Zhen W, Cui S, et al. The effects of different doses of lanthanum-modified bentonite in combination with a submerged macrophyte (*Vallisneria denseserrulata*) on phosphorus inactivation and macrophyte growth: A mesocosm study [J]. Journal of Environmental Management, 2024,352:120053.

[49] Wang R, Zhu J, Li B, et al. Effects of attapulgite on the growth status of submerged macrophytes *Vallisneria spiralis* and sediment microenvironment [J]. Journal of Environmental Management, 2023, 344:118496.

[50] Jukka H, Leena N. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland) [J]. Water Research, 2003,37(18):4468-4474.

[51] Marzocchi U, Benelli S, Larsen M, et al. Spatial heterogeneity and short-term oxygen dynamics in the rhizosphere of *Vallisneria spiralis*: Implications for nutrient cycling [J]. Freshwater Biology, 2019,64: 532-543.

[52] Tian C, Wang C, Tian Y, et al. Root radial oxygen loss and the effects on rhizosphere microarea of two submerged plants [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2015,24:1795-1802.

[53] 王文林,韩睿明,王国祥,等.湿地植物根系泌氧及其在自然基质中的扩散效应研究进展 [J]. 生态学报, 2015,35(22):7286-7297.
Wang W L, Han R M, Wang G X, et al. Research advancements on the radial oxygen loss in wetland plants and its diffusion effect in natural sediments [J]. Acta Ecological Sinica, 2015,35(22):7286-7297.

[54] Mi W, Cai J, Tuo Y, et al. Distinguishable root plaque on root surface of Potamogeton crispus grown in two sediments with different nutrient status [J]. Limnology, 2013,14(1):1-11.

[55] Gu S, Qian Y, Jiao Y, et al. An innovative approach for sequential extraction of phosphorus in sediments: Ferrous iron P as an independent P fraction [J]. Water Research, 2016,103:352-361.

[56] Wang B L, Tang X Y, Cheng L Y, et al. Nitric oxide is involved in phosphorus deficiency-induced cluster-root development and citrate exudation in white lupin [J]. New Phytologist, 2010,187(4):1112-1123.

[57] 黄雨轩,游 欣,张林平,等.根系分泌物提高土壤磷有效性研究概述 [J]. 林业科学研究, 2024,37(4):193-203.
Huang Y X, You X, Zhang L P, et al. Root exudates improving soil phosphorus availability: a review [J]. Forest Research, 2024,37(4): 193-203.

作者简介：韩天伦(1995-),男,江苏泰兴人,生态环境部南京环境科学研究所助理研究员,主要从事湖泊内源磷污染控制研究.发论文 16 篇. 981722212@qq.com.