

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.4
第41卷 第4期

目次

基于深度学习的华东地区 PM _{2.5} 浓度遥感反演	刘林钰, 张永军, 李彦胜, 刘欣怡, 万一 (1513)
秋冬季区域性大气污染过程对长三角北部典型城市的影响	李瑞, 李清, 徐健, 李亮, 葛朝军, 黄凌, 孙登红, 刘子义, 张坤, 周国柱, 王杨君, 胡子梅, 宋燕西, 陈勇航, 李莉 (1520)
基于 GAM 模型的西安市 O ₃ 浓度影响因素解析	黄小刚, 邵天杰, 赵景波, 曹军骥, 吕晓虎 (1535)
北京及周边 6 个城市大气 PM _{2.5} 中左旋葡聚糖及其异构体的时空分布特征	朱红霞, 陶雪梅, 王超, 张霖琳, 郑晓燕 (1544)
典型沿海城市采暖期细颗粒物组分特征及来源解析	李明燕, 杨文, 魏敏, 朱红晓, 刘厚凤 (1550)
成都地区黑碳气溶胶变化特征及其来源解析	王璐, 袁亮, 张小玲, 贾月涛 (1561)
天津夏季郊区 VOCs 对臭氧生成的影响	姚青, 韩素芹, 张裕芬, 毕晓辉, 王晓佳, 蔡子颖 (1573)
涂料制造行业挥发性有机物排放成分谱及影响	吴健, 高松, 陈曦, 杨勇, 伏晴艳, 车祥, 焦正 (1582)
典型超低排放燃煤电厂可凝结颗粒物特征和成因	邓建国, 王刚, 张莹, 李妍菁, 段雷, 蒋靖坤 (1589)
中国地表水硝酸盐分布及其来源分析	张鑫, 张妍, 毕直磊, 山泽萱, 任丽江, 李琦 (1594)
中、韩滨海城市区域水体全氟化合物的空间特征及生态风险	杨洪法, 史斌, 周云桥, 杨璐, 孟晶, 陈礼强, 王铁宇 (1607)
小清河入海口近十年水质变化及驱动因素分析	范新风, 韩美, 王磊, 李秀萍, 周璟 (1619)
浙江省 H 市水处理及供水系统 4 种人工甜味剂的分布特征	马晓雁, 胡慧, 陆思嘉, 李青松, 薛乐飞, 李雪纯, 邓靖 (1629)
三峡库区支流梅溪河附石藻类群落变化及其与环境因子的关系	米文梅, 施军琼, 杨燕君, 杨宋琪, 何书哈, 吴忠兴 (1636)
骆马湖浮游植物演替规律及驱动因子	张庆吉, 王业宇, 王金东, 王日昕, 邓建明, 蔡永久, 彭凯, 陈业, 龚志军 (1648)
拉鲁湿地水生植物群落多样性与水环境因子的关系	王佳俊, 田瀚鑫, 周磊, 徐德福, 张建伟, 彭措次仁 (1657)
基于网络分析解析水源水库春季水体反硝化群落演变特征及驱动因素	周石磊, 孙悦, 张艺冉, 黄廷林, 张春华, 方凯开, 曾明正, 李再兴, 崔建升 (1666)
岱海水体氮、磷时空分布特征及其差异性分析	赵丽, 陈俊伊, 姜霞, 郑朔方, 王书航 (1676)
巢湖滨岸水塘洼地沉积物反硝化速率及对外源碳氮的响应	李如忠, 王莉, 刘超 (1684)
镁改性芦苇生物炭控磷效果及其对水体修复	丁玉琴, 李大鹏, 张帅, 陈丽媛, 徐楚天, 陈姝彤, 朱企, 黄勇 (1692)
氢氧化镁对水体内源磷释放的控制作用	杨春懿, 詹艳慧, 林建伟, 邱波, 徐文隆, 俞阳, 黄良君 (1700)
北京市道路雨水径流溶解性有机物化学组分特性	陈梦瑶, 杜晓丽, 于振亚, 朱英杰, 梁卉, 吴凡 (1709)
新型三维多孔光热材料制备及其高盐废水处理应用	黄乐, 徐颖峰, 谢茜青, 赵炯, 冯华军 (1716)
Ni 掺杂 Sb-SnO ₂ 瓷环粒子电极电催化氧化磺胺嘧啶	石秋俊, 刘安迪, 唐柏彬, 魏世强, 张进忠 (1725)
磁性 Fe ₃ O ₄ -CuO 非均相活化过碳酸钠降解 AO7	徐劫, 王琳, 陈家斌, 许芬, 王柯晴, 侯梓峰, 黄天寅 (1734)
赤泥活化过一硫酸盐降解环丙沙星: 性能和机制	史京转, 魏红, 周孝德, 李克斌, 史颖娟 (1743)
工业废水水质对微气泡臭氧氧化深度处理影响	张静, 张守敬, 刘春, 施佳泽, 陈晓轩, 张磊, 张瑞娜 (1752)
污泥水热炭对亚甲基蓝的吸附特性	陈丽媛, 李大鹏, 朱文娟, 徐楚天, 丁玉琴, 黄勇 (1761)
改性西瓜皮生物炭的制备及其对 Pb(II) 的吸附特性	毕景望, 单锐, 韩静, 袁浩然, 史月月, 张兴庆 (1770)
A ² /O 短程硝化耦合厌氧氨氧化系统构建与脱氮特性	刘小钗, 荣懿, 汶丽杰, 李党勇, 金鹏康 (1779)
基于甲烷氧化菌的城镇污水厂尾水极限脱氮系统构建及机制	杨娅男, 李彦澄, 李江, 吴攀, 杨钊, 向福亮 (1787)
HRT 对 CSTR 亚硝化颗粒污泥性能影响	王建芳, 齐泽坤, 钱飞跃, 刘文如, 张俊, 王伟, 沈聪 (1794)
低基质颗粒污泥反应器中亚硝化的实现过程及其污泥变化特征	朱琳, 程诚, 宋家俊, 郭凯成, 汪倩, 刘文如, 沈耀良 (1801)
不同 HRT 下污水中有机物在 ABR 中的转化过程及污泥形态特征	程诚, 朱琳, 郭凯成, 汪倩, 宋家俊, 刘文如, 沈耀良 (1808)
投加颗粒活性炭和二氧化锰对剩余污泥厌氧消化的影响	杨波, 贾丽娟, 徐辉, 李方, 刘艳彪 (1816)
中国 193 个城市规划区土壤微量元素污染与健康风险	李括, 彭敏, 杨峥, 杨柯, 刘飞, 赵传冬, 成晓梦, 马宏宏, 郭飞, 唐世琪, 刘应汉, 成杭新 (1825)
基于随机森林评价的兰州市主城区校园地表灰尘重金属污染	胡梦瑶, 王佳, 张亚云, 李春艳, 李娜娜 (1838)
扬州市不同功能区表层土壤中多环芳烃的含量、来源及其生态风险	姚成, 倪进治, 刘瑞, 杨柳明, 陈卫锋, 魏然 (1847)
桂西南土壤镉地质异常区水稻种植安全性评估	陈同斌, 庞瑞, 王佛鹏, 周浪, 宋波 (1855)
重庆市主要农耕地土壤 Cd 生物有效性及影响因素	王锐, 胡小兰, 张永文, 余飞, 朱海山, 李瑜 (1864)
棉秆炭对碱性水稻土壤-水稻中镉迁移转化的阻控作用	刘师豆, 朱新萍, 韩耀光, 赵一, 金航, 贾宏涛 (1871)
连续 4 a 施有机肥降低紫泥田镉活性与稻米镉含量	薛毅, 尹泽润, 盛浩, 马颖榴, 周清, 宋达清, 张杨珠 (1880)
纳米氢氧化镁对不同类型土壤镉形态的影响	邓继宝, 张春来, 徐卫红 (1888)
矿业废弃地复垦土壤-作物硒吸收特征及其对重金属拮抗效应	尹炳, 汪建飞, 师胜, 卜中原, 霍天满, 张世文 (1904)
不同生物炭对酸性农田土壤性质和作物产量的动态影响	杨彩迪, 宗玉统, 卢升高 (1914)
化肥减量有机替代对紫色土旱坡地土壤氮磷养分及作物产量的影响	朱浩宇, 高明, 龙翼, 徐国鑫, 王富华, 王子芳 (1921)
紫色土旱坡地氮流失通量对减肥施肥秸秆的响应	熊子怡, 王子芳, 龙翼, 严冬春, 徐国鑫, 高明 (1930)
浒苔生物炭对滨海盐碱土壤改良的效果及途径	吴丹, 孙萍, 路鹏展, 陈友媛, 郭嘉梦, 刘明, 王磊, 张彩杰 (1941)
极端干旱区咸水灌溉人工防护林土壤可溶性碳的垂直分布及其影响因素	孟天歌, 吴路遥, 张少磊, 徐燕莹, 李雄, 张建国 (1950)
红松人工林土壤酶活性与化学性质对氮添加的响应	吕来新, 宋蕾, 刘志理, 张金波, 金光泽 (1960)
稻田土壤 N ₂ O 消纳能力及 nosZ-I 型功能种群应答机制	郭俊丽, 田美洁, 葛体达, 魏文学, 王光军, 孙志龙, 刘毅 (1968)
京津冀电子废弃物回收利用潜力预测及环境效益评估	陈盼, 施晓清 (1976)
中国城市工业化发展与 PM _{2.5} 的关系: 兼论 EKC 曲线形成的内在机制	李雅男, 丁振民, 邓元杰, 侯孟阳, 姚顺波 (1987)
《环境科学》征订启事 (1618) 《环境科学》征稿简则 (1635) 信息 (1724, 1769, 1800)	

镁改性芦苇生物炭控磷效果及其对水体修复

丁玉琴, 李大鹏*, 张帅, 陈丽媛, 徐楚天, 陈姝彤, 朱企, 黄勇

(苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009)

摘要: 将收割的芦苇制成生物炭, 投加到底泥中以控制内源磷释放, 是一种将芦苇资源化利用的新途径. 将芦苇通过氯化镁浸渍改性, 分别在 300、450 和 600℃ 条件下高温裂解, 制得 3 种镁改性芦苇生物炭, 通过等温吸附实验分析 3 种炭对磷酸盐的吸附特征, 选择了对磷酸盐吸附效果较好的生物炭 MBC-450 作为研究材料. 以某校园河道底泥和上覆水为研究对象, 探讨镁改性芦苇生物炭在不同投加方式(混合和覆盖)下对上覆水磷酸盐的吸附作用及内源磷释放的控制效果. 结果表明, 混合和覆盖投加可有效降低上覆水 DIP 浓度, 与对照组相比磷累积吸附量分别提高了 17.3% 和 11.7%; 混合投加对间隙水磷的控制效果更明显, 与对照组相比, 间隙水 DIP 从 0~2 cm 至 4~6 cm 分别降低了 14.7%、18.9% 和 35.36%, 而覆盖投加对应分别降低了 33.3%、-28.2% 和 12.9%. 与对照组相比, 生物炭混合和覆盖分别导致 0~2 cm 和 2~4 cm 底泥中 $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 占 TP 的比例分别升高了 15%、15% (混合) 和 12%、2% (覆盖), 而 BD-P 占 TP 的比例分别降低了 7%、9% (混合) 和 6%、3% (覆盖), Al-P 占 TP 的比例分别降低了 7%、6% (混合) 和 7%、-1% (覆盖), 其余形态磷变化不明显. 生物炭混合和覆盖投加均能提高表层底泥微生物的活性, 混合投加方式对更深层底泥微生物活性的提高更显著.

关键词: 芦苇; 生物炭; 水体; 底泥; 磷

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)04-1692-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201910010

Phosphate Control Effect and Water Body Remediation of Magnesium Modified Reed Biochar

DING Yu-qin, LI Da-peng*, ZHANG Shuai, CHEN Li-yuan, XU Chu-tian, CHEN Shu-tong, ZHU Qi, HUANG Yong

(School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China)

Abstract: Adding biochar from harvested reed to sediments is a new method to control the release of sedimentary phosphorus. Three types of Mg-modified biochars were prepared by pyrolysis of reed modified by magnesium chloride at 300, 450, and 600℃. The phosphate adsorption characteristics of the three types of biochars were analyzed by isothermal adsorption experiments. Biochar MBC-450 with good phosphate adsorption effects was selected as the material for the following experiments. Taking the sediment and overlying water of a campus river as the experimental object, we studied the adsorption of phosphate in overlying water and the control of sedimentary phosphorus by Mg-modified biochar under different dosage modes (mixing and covering). The concentration of DIP in the overlying water could be effectively reduced by biochar mixing and covering, and the accumulative phosphorus adsorption capacity increased by 17.3% (mixing) and 11.7% (covering) compared with that of the control. The control effect of sedimentary phosphorus by biochar mixing was more obvious; the DIP in sedimentary water decreased by 14.7%, 18.9%, and 35.36% from 0-2 cm to 4-6 cm compared with the control. The DIP in sedimentary water decreased by 33.3%, -28.2%, and 12.9% when covered with biochar. Compared with the control, the proportion of $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ in the sediment of 0-2 cm and 2-4 cm increased by 15% and 15% (mixing) and 12% and 2% (covering), respectively, while BD-P in TP decreased by 7% and 9% (mixing) and 6% and 3% (covering), respectively, and the Al-P in TP decreased by 7% and 6% (mixing) and 7% and -1% (covering), respectively. The other forms of phosphorus did not change significantly. Biochar mixing and covering can both improve the microbial activity in surface sediment, and biochar mixing can improve the microbial activity in deeper sediments more significantly.

Key words: reed; biochar; water; sediment; phosphorus

磷是引起水体富营养化的关键营养元素之一^[1-3]. 水体磷污染物的来源可分为外源输入和内源输入. 由于湖泊及河道底泥沉积物在一定条件下会将所积蓄的磷释放进入水体, 因此, 在控制外源磷的同时, 有效控制沉积物内源磷的释放是防治水体富营养化的关键^[4-6].

生物炭(biochar)是由生物质原料在隔绝氧气的条件下, 高温裂解制备得到的有机质含量高、固碳能力强的富碳产物, 常被用作土壤改良剂^[7]. 有研究发现添加生物炭可有效提高土壤的 pH^[8]、对养分

和水分的持留能力、对氮氮的抑制效果^[9]以及农作物的产量^[10]等. 由于生物炭表面含有较多的羧基、羰基、酚羟基和内酯基等含氧官能团, 阳离子交换量较高^[11], 且表面存在大量的负电荷并具有较高的电荷密度, 对氮、磷及有机物有一定的吸附能力^[12,13].

收稿日期: 2019-10-05; 修订日期: 2019-11-28

基金项目: 国家自然科学基金项目(51778393); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07205)

作者简介: 丁玉琴(1995~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水体修复, E-mail: dingyuqin66@163.com

* 通信作者, E-mail: ustslqp@163.com

同时,生物炭孔隙结构丰富,比表面积大^[14],有利于微生物的生长附着,是一种非常有力度的底泥原位控制材料.李扬等^[15]的研究发现生物炭覆盖对底泥 NH_4^+-N 、COD 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的释放有削减作用.曹群等^[16]的研究发现,生物炭用于底泥覆盖能很好地吸附水体中的 N 和 P 并将其固定在底泥中.谢再兴等^[17]的研究发现在底泥中混合添加适量生物炭,有利于水体总氮和总磷的去除.

太湖是一个大型浅水湖泊,水生植物生物量大,其中芦苇群落在 2014 年生长面积达 4.39 km^2 ^[18].秋冬季芦苇枯萎后如不及时收割,腐烂分解后会吧吸收的营养物质和污染物再次释放到水体中,引起资源浪费和二次污染^[19].但是,收割后的芦苇因经济价值低,多数以堆放为主.因此芦苇等湿地植物资源化利用问题亟待解决.将芦苇作为原料制成生物炭可用于吸附氮磷等营养盐、重金属和有机物等,具有较大的应用价值.目前,已有学者研究芦苇生物炭及其改性产物对水体氮磷的吸附效果.Zeng 等^[20]的研究发现 CO_2 改性芦苇生物炭对水体氨氮具有一定的吸附能力.唐登勇等^[12]制备出一种负载氯化铁的改性芦苇生物炭,可处理低浓度的含磷废水.郑宁捷等^[21]的研究发现利用氯化铝和氯化铁混合溶液改性的芦苇生物炭对酸性废水中的磷有一定的去除效果.然而,有关生物炭对底泥内源磷形态及释

放、微生物活性等的研究偏少,使得生物炭在水体修复中的应用受到限制.

本研究采用氯化镁改性来提高芦苇生物炭对磷酸盐的吸附能力.将镁改性芦苇生物炭以覆盖和混合的方式投加,分析其对外源磷的吸附及内源磷的固定、底泥形态磷及底泥微生物的影响,以期生物炭用于水体修复提供数据支持和理论参考.

1 材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 生物炭制备原料

芦苇采自太湖胥口湾,选用地上茎部分,用纯净水洗净后在 80°C 条件下干燥至恒重,剪成 5 cm 长的小段后用粉碎机粉碎,过 50 目筛,收集芦苇细末置于干燥器中,储存备用.

1.1.2 受试底泥及上覆水

受试底泥及上覆水于 2018 年 12 月采自某校园河道($\text{N}31^\circ14'56.4''$, $\text{E}120^\circ34'11.8''$),利用大口径重力采样器(Rigo Co.直径 90 mm,高 500 mm)采集底泥表层 10 cm 部分,放入冰盒中保存,同时采集 50 L 对应地点的上覆水.采样结束后立即将样品运回实验室,运输过程中避光且尽量避免扰动.将采集的底泥过 100 目筛,去除杂物,充分混合后置于 4°C 冰箱内保存.底泥与上覆水的理化性质见表 1.

表 1 采样点底泥和上覆水的理化性质

项目	上覆水				底泥		
	$\text{DO}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	pH	$\text{DIP}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	含水率/%	烧失量/%	$\text{Tot-P}/\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$
参数值	2.74	7.1	0.24	10.15	67.26	8.50	7.28

1.2 实验方法

1.2.1 镁改性生物炭制备

将 100 g 芦苇细末浸渍到 500 mL 浓度为 $1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氯化镁溶液中,浸渍 2 h,放入 80°C 烘箱中烘干至恒重.将浸渍烘干后的芦苇放入马弗炉中,分别在 300°C 、 450°C 和 600°C 条件下高温裂解,裂解时间均为 2 h,冷却至室温后用去离子水将表面灰分洗净,在 80°C 条件下烘干至恒重,冷却研磨过 100 目筛,得到不同温度下制备的镁改性生物炭,分别编号为 MBC-300、MBC-450 和 MBC-600,贮存于干燥器内备用.

1.2.2 等温吸附实验

在一系列容量为 100 mL 的锥形瓶中,分别加入 0.1 g 镁改性生物炭和 50 mL 初始浓度为 0.00、20.00、40.00、60.00、80.00、100.00、150.00、200.00、250.00、300.00 和 $400.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的

KH_2PO_4 溶液,置于 25°C 恒温振荡器中,以 $200\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 的转速振荡 24 h,离心($3\,500\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$, 20 min)后取上清液,过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜后,用钼锑抗分光光度法测定可溶性正磷酸盐含量,拟合绘制 3 种镁改性生物炭的等温吸附曲线.

1.2.3 底泥模拟实验

本实验所用反应装置为圆柱形有机玻璃管($d=8.4\text{ cm}$, $h=20.5\text{ cm}$),底部用橡胶塞密封,管壁预留用于安装 Rhizon 间隙水采样器(Rhizon core solution sampler)的小孔(见图 1).按镁改性生物炭不同投加方式设置 3 个实验组,分别为对照组、覆盖组、混合组.其中,对照组不投加生物炭;覆盖组将 1 cm 厚的 MBC-450 生物炭(约 30 g)覆盖在底泥表面;混合组将 30 g MBC-450 与表层 2 cm 底泥充分混合.再用虹吸法向装置内缓慢加入 8 cm 上覆水,避免底泥再悬浮.待稳定后,将 Rhizon 采样管插入

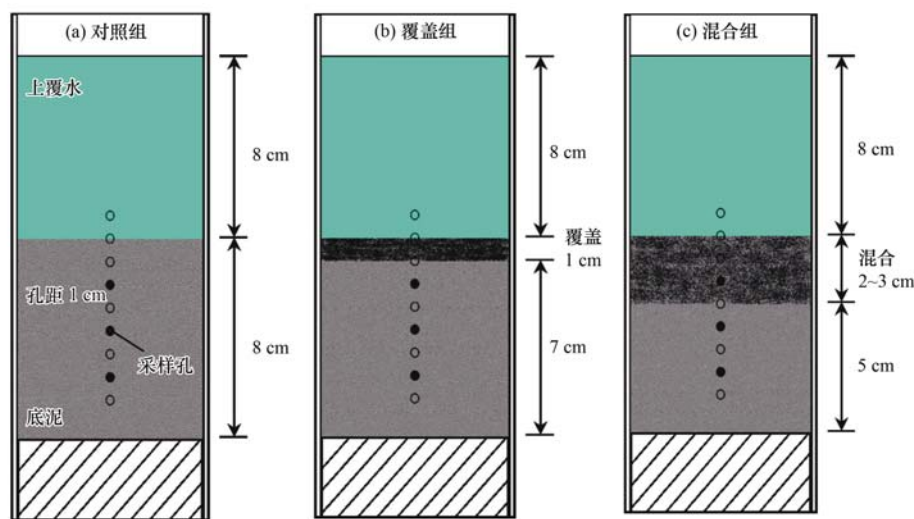


图1 底泥模拟实验装置示意

Fig. 1 Sediment simulated experimental device

泥水界面下 2、4 和 6 cm 处,使用玻璃胶和生料带对孔缝进行密封,防止漏水.将装置外泥水界面以下的部分贴上遮光纸.

每天监测各实验组上覆水中的溶解氧(DO)和 pH 值,并定时采集各实验组的上覆水,测定 DIP 和 NH_4^+-N ;每隔 2 d 取间隙水,测 DIP 和 Fe^{2+} ;每天取样结束后立即用虹吸法补充等量上覆水,并用纯水对蒸发水量进行补充,此外,每天向上覆水中投加 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KH_2PO_4 溶液,模拟河道外源磷的排入.该实验共进行 30 d.

1.3 分析方法

上覆水中的溶解氧(DO)和 pH 值用 WTW Multi 9420 水质测定仪测定.

水样过 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜后,DIP 用钼锑抗分光光度法测定, NH_4^+-N 用纳氏试剂分光光度法测定, Fe^{2+} 用邻菲罗啉分光光度法测定.

底泥微生物活性用荧光素双醋酸酯法(FDA)测定,以单位干重底泥在单位时间内水解的 FDA 物质的量来表征^[22].

沉积物形态磷分为弱吸附态磷($\text{NH}_4\text{Cl-P}$)、铁结合态磷(BD-P)、铝结合态磷(Al-P)、有机磷(NaOH-nrP)、钙结合态磷(Ca-P)以及残渣磷(Res-P),采用六步连续提取法测定^[23].

2 结果与讨论

2.1 镁改性芦苇生物炭等温吸附曲线

为研究不同温度制得的镁改性芦苇生物炭的除磷效果,采用 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温模型对各平衡吸附容量和磷平衡浓度之间的关系进行拟合.

Langmuir 方程:

$$Q = Q_{\max} K_L c / (1 + K_L c) \quad (1)$$

Freundlich 方程:

$$Q = K_F c^{1/n} \quad (2)$$

式中, Q 为磷吸附量($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$); $Q_{\max}$ 为磷最大吸附量($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$); c 为磷平衡浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); K_L 和 K_F 为平衡吸附系数; n 为常数.

将 3 种生物炭在不同初始浓度下的磷吸附量通过方程(1)~(2)进行拟合,得到的不同温度条件制得的镁改性生物炭的吸附量与磷平衡浓度的变化趋势如图 2 所示,拟合获得的相关参数如表 2 所示.从相关系数 R^2 来看,MBC-300、MBC-450 和 MBC-600 这 3 种生物炭对磷的吸附较为符合 Langmuir 模型,3 种生物炭对磷的最大吸附量都随着初始浓度的增大而增大,MBC-300、MBC-450 和 MBC-600 的理论最大吸附量分别为 94.437、317.094 和 155.992

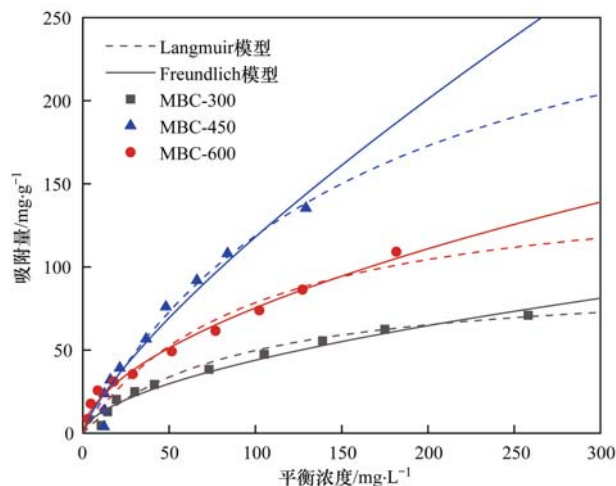


图2 磷吸附等温模型拟合曲线

Fig. 2 Phosphorus isothermal adsorption model fitting curve

表 2 吸附等温模型拟合参数						
Table 2 Phosphorus isothermal adsorption model fitting parameters						
材料	Langmuir 模型			Freundlich 模型		
	$Q_{\max}$ /mg·g ⁻¹	K_L	R^2	K_F	n	R^2
MBC-300	94.437	0.011	0.989	3.338	1.787	0.969
MBC-450	317.094	0.006	0.973	3.445	1.303	0.952
MBC-600	155.992	0.010	0.945	5.798	1.795	0.966

mg·g⁻¹,与实验值接近.可以看出,MBC-450 对磷酸盐的吸附效果相对较好,因此,在底泥模拟实验中选用 MBC-450 作为实验材料.

2.2 上覆水中 DO 和 pH 值的变化

生物炭覆盖、混合投加与对照组的上覆水 pH 的变化如图 3 所示.与对照组相比,生物炭覆盖和混合均导致上覆水 pH 值升高.其中,覆盖组 pH 值一致处于较高的水平,稳定在 9.51 左右;混合组 pH 值则略高于对照组,稳定在 8.60 左右.pH 值升高的原因主要是,生物炭表面含有碱性官能团;另外,MgCl₂ 水合物在高温下与有机碳组分发生化学反应,在生物炭表面生成的 MgO 颗粒^[24],进而水解生成 OH⁻也可提高上覆水 pH 值.但是采用混合方式时 pH 值升高幅度大大降低,这可归因于生物炭与底泥中酸性物质充分反应.

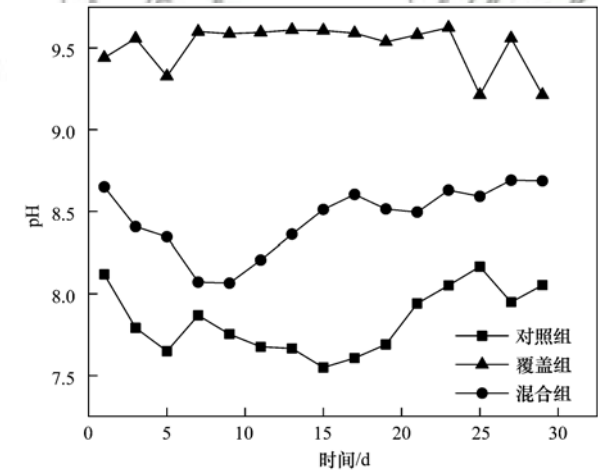


图 3 不同生物炭投加方式对上覆水 pH 的影响
Fig. 3 Changes of pH in overlying water under different adding methods of MBC

本实验过程中 DO 的变化趋势与 pH 变化相似.如图 4 所示,与对照组相比,生物炭覆盖和混合条件下,上覆水 DO 浓度明显提高.在实验的前 5 d,3 组装置中 DO 浓度均迅速下降,其中,覆盖组由第 1 d 的 8.31 mg·L⁻¹降至 5.10 mg·L⁻¹,对照组和混合组分别降为 1.80 mg·L⁻¹和 2.40 mg·L⁻¹.随后逐渐上升,覆盖组 DO 浓度维持在 7.2~8.4 mg·L⁻¹之间,在第 30 d 的时候,混合组 DO 浓度为 7.00 mg·L⁻¹,与覆盖实验组接近,均高于对照组.覆盖组 DO 浓度

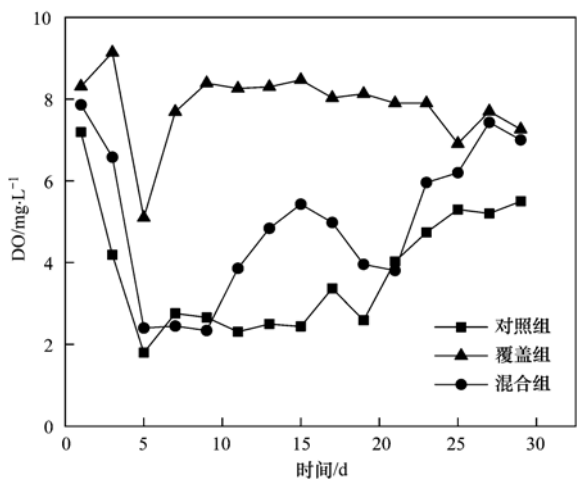


图 4 不同生物炭投加方式对上覆水 DO 的影响
Fig. 4 Changes of DO in overlying water under different adding methods of MBC

一直高于其它实验组,是由于生物炭吸附了水中的耗氧物质,同时物理性隔绝了上覆水与底泥,使得进入上覆水的耗氧物质浓度降低.

2.3 上覆水NH₄⁺-N浓度的变化及对外源磷的吸附效果

如图 5 所示,3 组上覆水NH₄⁺-N浓度的变化趋势相似,均是先升高后降低.在实验前期,各实验组上覆水NH₄⁺-N浓度大小为:覆盖组<混合组<对照组;在实验后期,混合组上覆水NH₄⁺-N浓度一直处于较低水平,但覆盖组NH₄⁺-N浓度并没有继续降低,反而高于对照组.从第 17 d 开始,覆盖组、混合组和对照组中NH₄⁺-N浓度基本处于稳定状态,分别为 7.20、0.90 和 5.67 mg·L⁻¹.比较而言,以混合方式投加生物炭更有利于对上覆水中氨氮的控制.其原因可能与体系溶解氧含量有关.

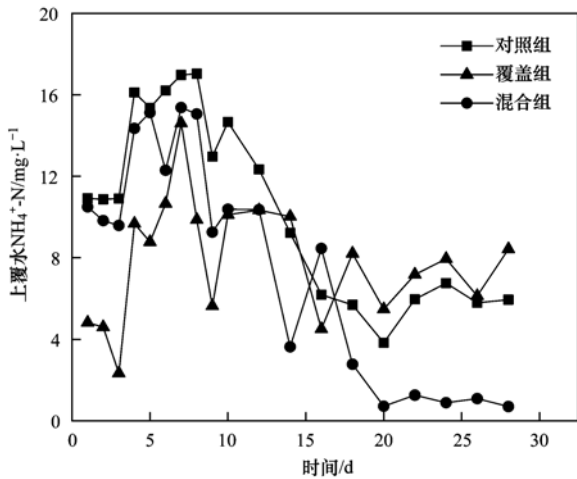


图 5 上覆水NH₄⁺-N的变化规律
Fig. 5 Variations of NH₄⁺-N in the overlying water

如图 6 所示,不同方式投加生物炭,底泥对外源磷的吸收能力不同.随着时间的推移,覆盖、混合组

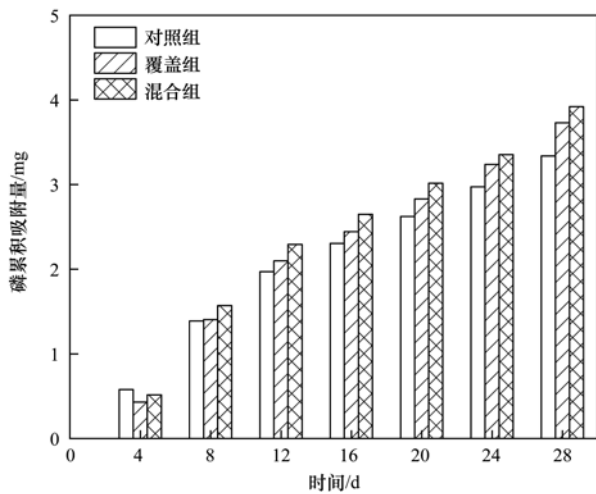


图6 不同生物炭投加方式对外源磷累积吸附量的影响

Fig. 6 Changes of accumulated phosphorus adsorption under different adding methods of MBC

中生物炭对外源磷的累积吸附量持续增加,略高于对照组,且生物炭混合条件下外源磷的累积吸附量比生物炭覆盖条件下略高.与对照组相比,覆盖组和混合组对磷的累计吸附量分别提高了 17.3% 和 11.7%. 这是因为镁改性生物炭有丰富的孔隙结构,且表面所含的 MgO 对上覆水中溶解性磷酸盐具有较强的吸附能力. 镁改性生物炭对磷酸盐的吸附机制为表面静电吸引,颗粒内复合和沉淀过程结合. MgO 遇到水表面会发生羟基化反应,在 pH 小于 12 的水体中(图 3),氧化镁表面呈正电荷,能够静电吸附带负电荷的磷酸盐,随着反应继续进行,磷酸根离子通过生物炭表面孔隙或间隙,通过颗粒内扩散和膜扩散过程进一步进入生物炭基质内,形成颗粒内复合,并与 MgO 发生沉淀反应^[25, 26]. 同时表层底泥被氧化,由厌氧状态转化为好氧状态(图 4),有利于磷从上覆水向底泥迁移以及抑制内源磷的释放^[23]. 不同投加方式之间对比,混合组累积吸附量高于覆盖组,这主要是因为混合更容易改变底泥的物理化学性质以及结构特性,以致原底泥对磷的吸附容量和持留能力增加. 另一种解释是,原有底泥对磷酸盐的吸附贡献,特别是经与生物炭混合致使原有底泥某些性质发生改变,提高了对磷吸附和固定能力. 但不能忽视的是,如何评价生物炭对原有底泥吸附能力产生的协同作用,还有待进一步研究.

2.4 间隙水中 Fe^{2+} 和 DIP 浓度的变化

间隙水中 Fe^{2+} 浓度的高低可以间接反映底泥的氧化还原条件以及溶解氧的渗透深度. 间隙水中 Fe^{2+} 浓度变化如图 7 所示,在 0~2 cm 表层底泥中,覆盖组和混合组间隙水中 Fe^{2+} 浓度均稳定在较低水平,平均值分别为 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 对照组中 Fe^{2+} 浓度先上升到最大值 $2.89 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,

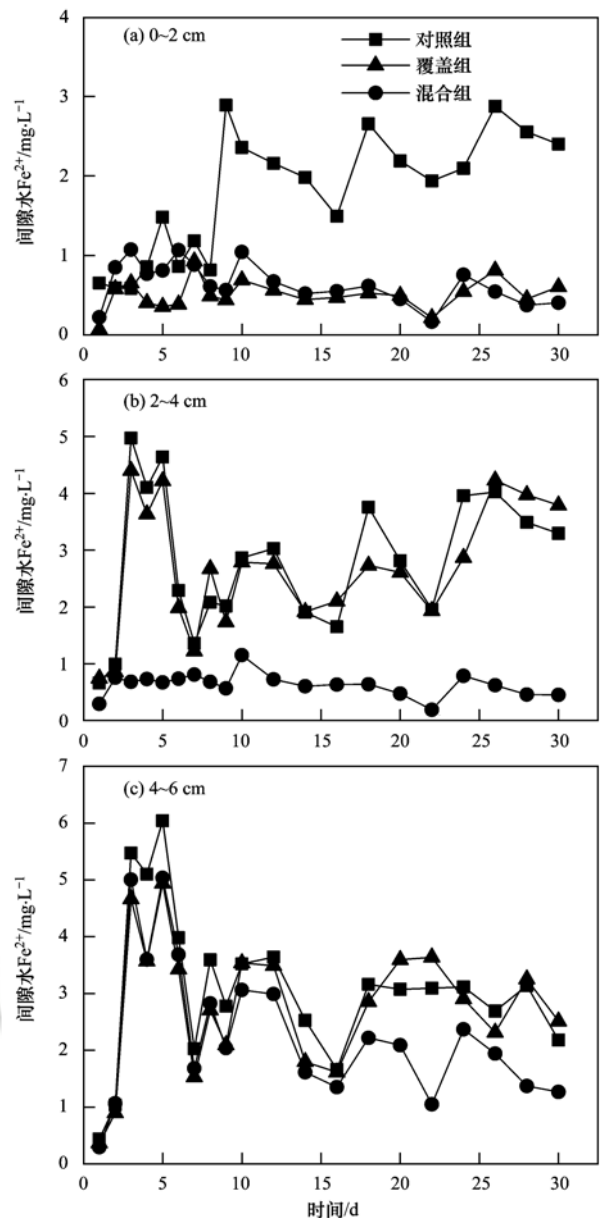
图7 间隙水 Fe^{2+} 的变化规律

Fig. 7 Variations of Fe^{2+} in the pore water

而后稳定在 $2.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 在 2~4 cm 和 4~6 cm 处,混合组间隙水中 Fe^{2+} 浓度依旧处于相对较低水平,不同的是,覆盖组间隙水中 Fe^{2+} 浓度明显高于混合组,甚至略高于对照组. 可见,将生物炭混合加入底泥,有利于底泥微环境由厌氧状态向好氧状态转化. 深层底泥处于好氧状态有利于强化底泥内源磷固定,对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除也起着重要作用^[27]. 上覆水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度(图 5)和间隙水 DIP 浓度(图 8)的变化也证实了这一点.

镁改性芦苇生物炭的不同投加方式对间隙水中 DIP 的影响如图 8 所示. 各实验组间隙水中 DIP 的浓度均不断升高后趋于稳定,说明投加的外源磷除了部分被生物炭吸附外,另一部分以迁移的方式进入底泥间隙水中. 对照组、覆盖组及混合组间隙水

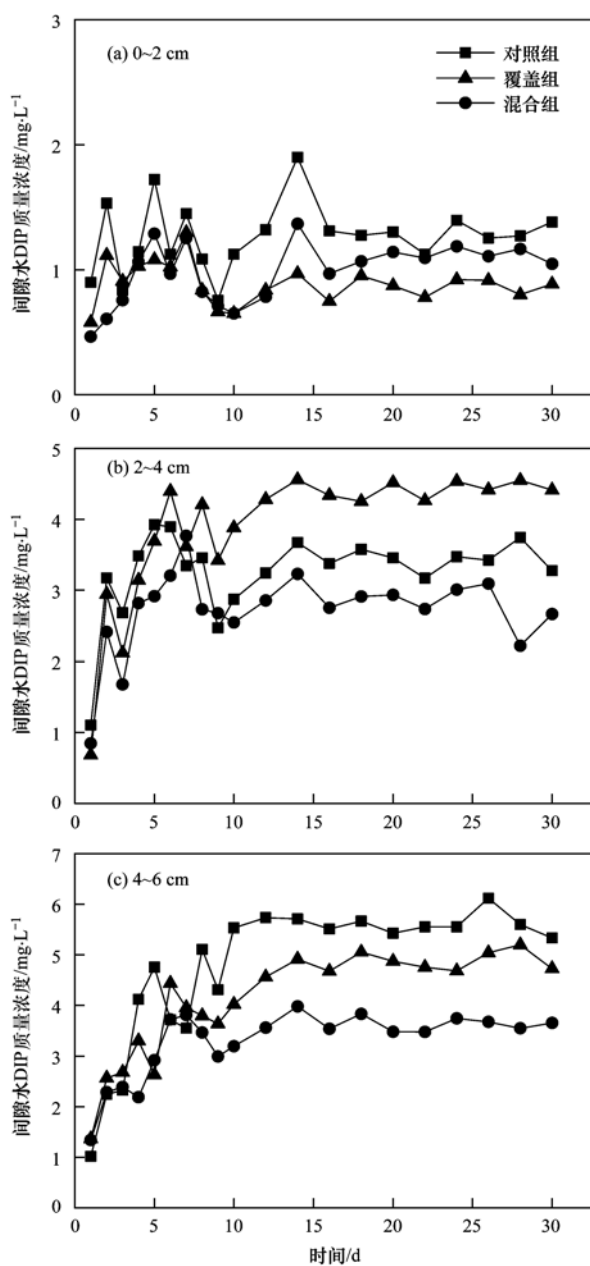


图8 不同生物炭投加方式对孔隙水中溶解性正磷酸盐的影响

Fig. 8 Changes of the DIP concentration in the pore water under different adding methods of MBC

DIP 浓度显示, 0~2 cm 底泥, 从第 16 d 开始分别稳定在 1.29、0.86 和 1.10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 2~4 cm 底泥, 从第 16 d 开始分别稳定值在 3.44、4.41 和 2.79 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 4~6 cm 底泥, 从第 16 d 开始分别稳定在 5.60、4.88 和 3.62 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 相比于对照组而言, 混合投加可显著降低各层孔隙水中 DIP 浓度, 而覆盖投加方式仅对表层孔隙水 DIP 去除明显, 对深层孔隙水 DIP 去除效果并不显著, 在 2~4 cm 孔隙水中 DIP 浓度甚至高于对照组. 通过对比覆盖实验中 2~4 cm 和 4~6 cm 孔隙水中 DIP 浓度可知, 孔隙水 DIP 在这两层的浓度相差很小, 可能是由于生物炭覆盖导致在泥水表面形成一层较致密的隔绝层, 以

至于该层底泥氧化还原电位与对照组相比更低, 出现厌氧状态, 且 Fe^{2+} 浓度也可以说明这一点 (对应图 7 中覆盖组 Fe^{2+} 浓度在 2~6 cm 处于较高水平, 甚至略高于对照组), 使得 DIP 被底泥吸附固定的几率降低. 在混合实验中, 孔隙水中 DIP 浓度随着深度的增加明显上升, 且有一定的浓度差, 符合常规的大气复氧条件, 说明深层底泥中的磷更难向上迁移. 这一现象可归因于混合投加方式增加了镁改性芦苇生物炭与底泥的接触深度, 形成的氧化环境使得 Fe^{2+} 向 Fe^{3+} 快速转化 (对应图 7 中混合组 Fe^{2+} 浓度在 2~4 cm 一直处于较低水平). Fe^{3+} 可通过形成 FeOOH 絮体或者羟基磷酸铁络合物, 作为孔隙水 DIP 向结合态磷转化的关键过程, 以沉淀的形式大量吸附孔隙水中磷酸盐^[28].

2.5 底泥不同形态磷的变化

底泥内源磷的转化是降低上覆水和孔隙水含量的关键因素. 随着外源磷的加入, 除部分外源磷被表层底泥吸附外, 其余均进入孔隙水并向底泥深处迁移, 导致内源磷形态数量分布发生改变 (图 9). 与对照组相比, 混合和覆盖实验组在 0~2 cm 和 2~4 cm 底泥中 $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 占 TP 的比例明显增加, BD-P 和 AI-P 占 TP 的比例降低, 其余形态磷变化不明显, 可知被底泥固定的磷主要存在形态为 $\text{NH}_4\text{Cl-P}$. 在 4~6 cm 深层底泥中, 各实验组不同形态磷浓度变化很小, 说明生物炭的加入对深层底泥磷形态影响较小.

$\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 主要由易被物理吸附和释放的磷形成, 容易被浮游植物和藻类生长所利用. 混合组和覆盖组在 0~2 cm 表层底泥中 $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 占 TP 的比例分别比对照组升高了 15% 和 12%, 在 2~4 cm 底泥中分别比对照组升高了 15% 和 2%. 这种明显的升高可归因于生物炭表面附着的 MgO 对磷产生了物理吸附, 同时在好氧条件下, 黏土或小颗粒氧化物更易对磷产生物理吸附.

Li 等^[29]的研究发现, 在无扰动状态下, 外源磷更易形成 Fe/Al-P . 本研究结果与其一致, 各实验组 Fe/Al-P 均是内源磷的主要形态. BD-P 的变化与 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 之间的转化以及底泥好氧与厌氧状态密切相关^[30]. 根据孔隙水中 Fe^{2+} 浓度变化趋势 (图 7) 推测, 覆盖组和混合组 BD-P 浓度应高于对照组, 然而, 本实验结果显示, 对照组中 BD-P 浓度明显高于覆盖组和混合组. 这是因为底泥对磷的持留能力除了与磷的赋存形态相关之外还与底泥所处的水环境中的酸碱条件有密切的关系. 当水体 pH 值较高时, 水体呈碱性, 铁铝离子与氢氧根的接触几率大大增加, 这使得磷元素在络合胶体物质中的交换被加强, 从而促使磷发生形态转化^[31]. 因此, 覆盖组和混

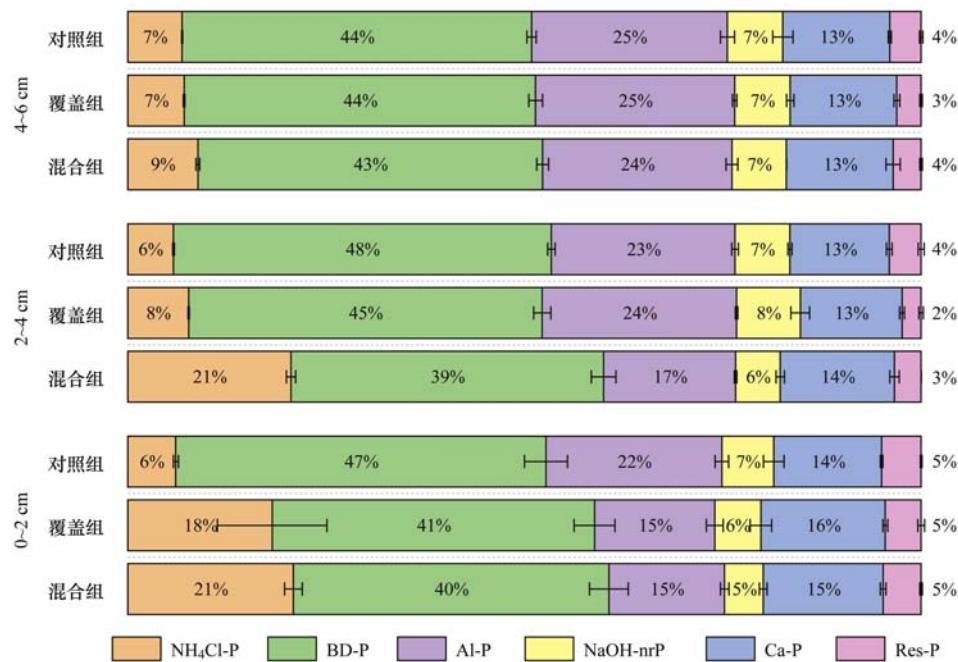


图9 不同生物炭投加方式对底泥磷形态的影响

Fig. 9 Changes in the concentration of various phosphorus fractions in the sediment under different adding methods of MBC

合组 BD-P 和 Al-P 占 TP 的比例降低,可归因于生物炭的加入使 pH 升高,水体中 OH⁻ 与 BD-P 和 Al-P 中的 H₂PO₄⁻ 发生交换的结果。

2.6 底泥微生物活性的变化

本实验结束后,分别测定了各实验组微生物活性值(FDA),如图 10 所示.与对照组相比,由于生物炭多孔结构和巨大的比表面积为微生物附着提供了载体,覆盖组和混合组表层底泥微生物活性大幅提高.在深层底泥中,混合组微生物活性较对照组而言仍明显提高,但覆盖组变化不大.这表明,生物炭混合投加方式对底泥微生物活性的提高更加显著.微生物活性的改善为底泥中有机物、氮磷等转化创造了良好条件,也为底泥净化创造了条件。

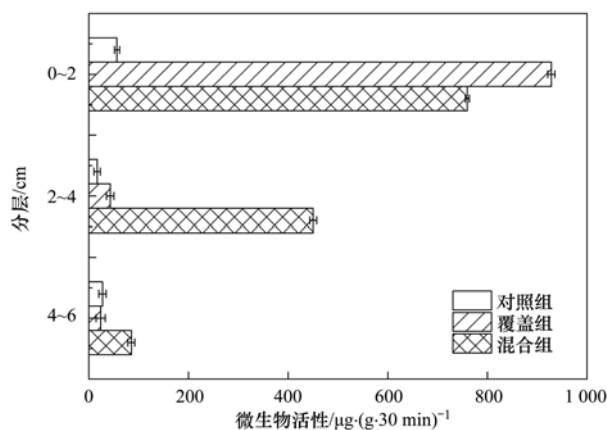


图10 不同生物炭投加方式下底泥微生物活性的变化

Fig. 10 Distribution of microbial activity in sediments under different adding methods of MBC

3 结论

(1)在不同温度(300、450 和 600℃)条件下制得的镁改性芦苇生物炭对磷的吸附能力不同,其中, MBC-450 吸附效果最优,理论最大吸附量为 317.094 mg·g⁻¹。

(2)生物炭不同投加方式均导致上覆水 pH 和 DO 增加。

(3)与对照组相比,生物炭混合和覆盖投加对外源磷的磷累积吸附量分别提高了 17.3% 和 11.7%;并且,生物炭混合条件下,上覆水、间隙水 DIP 浓度降低,且低于覆盖组和对照组。

(4)生物炭的投加使得表层内源磷向 NH₄Cl-P 形态转化比例增加,BD-P 和 Al-P 比例减少,其余形态磷变化不明显,对深层底泥形态磷影响较小。

(5)生物炭投加可以提高底泥表层微生物活性,混合投加对深层底泥微生物活性提高更显著。

参考文献:

- [1] 张雷,曹伟,马迎群,等. 大辽河感潮河段及近岸河口氮、磷的分布及潜在性富营养化[J]. 环境科学, 2016, 37(5): 1677-1684.
Zhang L, Cao W, Ma Y Q, et al. Distribution of nitrogen and phosphorus in the tidal reach and estuary of the Daliao River and analysis of potential eutrophication[J]. Environmental Science, 2016, 37(5): 1677-1684.
- [2] Jing L D, Liu X L, Bai S, et al. Effects of sediment dredging on internal phosphorus: a comparative field study focused on iron and phosphorus forms in sediments[J]. Ecological Engineering, 2015, 82: 267-271.
- [3] House W A, Denison F. Factors influencing the measurement of equilibrium phosphate concentrations in river sediments[J].

- Water Research, 2000, **34**(4): 1187-1200.
- [4] Harpole W S, Ngai J T, Cleland E E, *et al.* Nutrient co-limitation of primary producer communities[J]. Ecology Letters, 2011, **14**(9): 852-862.
- [5] 李大鹏, 黄勇. 风浪与底栖生物扰动对底泥内源磷释放的协同作用[J]. 中国给水排水, 2013, **29**(4): 17-20.
- Li D P, Huang Y. Synergistic effect of disturbance from wind-waves and benthic organisms on release of internal phosphorus from sediments[J]. China Water & Wastewater, 2013, **29**(4): 17-20.
- [6] 李大鹏, 黄勇, 袁砚, 等. 城市重污染河道底泥对外源磷的吸附和固定机制[J]. 环境科学, 2011, **32**(1): 96-101.
- Li D P, Huang Y, Yuan Y, *et al.* Mechanism of phosphorus adsorption and immobility by sediments in inner-city heavily polluted canal[J]. Environmental Science, 2011, **32**(1): 96-101.
- [7] Chen B L, Chen Z M, Lv S F. A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate [J]. Bioresource Technology, 2010, **102**(2): 716-723.
- [8] Chintala R, Schumacher T E, McDonald L M, *et al.* Phosphorus sorption and availability from biochars and soil/biochar mixtures [J]. Clean-Soil, Air, Water, 2014, **42**(5): 626-634.
- [9] Ding Y, Liu Y X, Wu W X, *et al.* Evaluation of biochar effects on nitrogen retention and leaching in multi-layered soil columns [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2010, **213**(1-4): 47-55.
- [10] Steiner C, Teixeira W G, Lehmann J, *et al.* Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered central Amazonian upland soil [J]. Plant and Soil, 2007, **291**(1-2): 275-290.
- [11] Liang B, Lehmann J, Solomon D, *et al.* Black carbon increases Cation exchange capacity in soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, **70**(5): 1719-1730.
- [12] 唐登勇, 黄越, 胥瑞晨, 等. 改性芦苇生物炭对水中低浓度磷的吸附特征[J]. 环境科学, 2016, **37**(6): 2195-2201.
- Tang D Y, Huang Y, Xu R C, *et al.* Adsorption behavior of low concentration phosphorus from water onto modified reed biochar [J]. Environmental Science, 2016, **37**(6): 2195-2201.
- [13] 祝天宇, 卢泽玲, 刘月娥, 等. 镁改性生物炭制备条件对其氮、磷去除性能的影响[J]. 环境工程, 2018, **36**(1): 37-41.
- Zhu T Y, Lu Z L, Liu Y E, *et al.* Effects of preparation conditions of Mg-modified biochar on the removal of ammonium and phosphate in wastewater [J]. Environmental Engineering, 2018, **36**(1): 37-41.
- [14] Cornelissen G, Kukulska Z, Kalaitzidis S, *et al.* Relations between environmental black carbon sorption and geochemical sorbent characteristics [J]. Environmental Science & Technology, 2004, **38**(13): 3632-3640.
- [15] 李扬, 李锋民, 张修稳, 等. 生物炭覆盖对底泥污染物释放的影响[J]. 环境科学, 2013, **34**(8): 3071-3078.
- Li Y, Li F M, Zhang X W, *et al.* Effects of biochar covering on the release of pollutants from sediment [J]. Environmental Science, 2013, **34**(8): 3071-3078.
- [16] 曹群, 李炳堂, 朱双艳, 等. 生物炭原位修复富营养化水体的试验研究[J]. 环境科学与技术, 2014, **37**(7): 92-96.
- Cao Q, Li B T, Zhu S Y, *et al.* Experimental study on in-situ remediation of eutrophic water by biochar [J]. Environmental Science & Technology, 2014, **37**(7): 92-96.
- [17] 谢再兴, 李威, 涂洁, 等. 底泥添加生物炭对苦草生长及水质的影响[J]. 南昌工程学院学报, 2019, **38**(1): 74-79.
- Xie Z X, Li W, Tu J, *et al.* Effects of adding biochar to sediment on growth of *Vallisneria natans* and water quality [J]. Journal of Nanchang Institute of Technology, 2019, **38**(1): 74-79.
- [18] 赵凯, 周彦锋, 蒋兆林, 等. 1960 年以来太湖水生植被演变 [J]. 湖泊科学, 2017, **29**(2): 351-362.
- Zhao K, Zhou Y F, Jiang Z L, *et al.* Changes of aquatic vegetation in lake Taihu since 1960s [J]. Journal of Lake Sciences, 2017, **29**(2): 351-362.
- [19] 王薇, 刘茂松, 孔进, 等. 充气和自然条件下苦草、荇菜和芦苇腐烂过程中水质指标的变化 [J]. 湿地科学, 2017, **15**(6): 862-870.
- Wang W, Liu M S, Kong J, *et al.* Changes of water quality indexes in decomposition process of *Vallisneria natans*, *Nymphaea peltatum* and *Phragmites australis* under aeration and natural conditions [J]. Wetland Science, 2017, **15**(6): 862-870.
- [20] Zeng Z, Zhang S D, Li T Q, *et al.* Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants [J]. Journal of Zhejiang University Science B, 2013, **14**(12): 1152-1161.
- [21] 郑宁捷, 唐登勇, 胡洁丽, 等. 混合改性芦苇生物炭对水中磷酸盐的吸附特性研究 [J]. 中国农村水利水电, 2018, (6): 97-101, 107.
- [22] 王佳佳, 周桦, 张进, 等. 土壤样品中微生物活性的荧光分析方法 [J]. 环境化学, 2012, **31**(10): 1637-1644.
- Wang J J, Zhou H, Zhang J, *et al.* Fluorescence determination of microbial activity in soil sample [J]. Environmental Chemistry, 2012, **31**(10): 1637-1644.
- [23] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment [J]. Water Research, 2000, **34**(7): 2037-2042.
- [24] Gong Y P, Ni Z Y, Xiong Z Z, *et al.* Phosphate and ammonium adsorption of the modified biochar based on *Phragmites australis* after phytoremediation [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, **24**(9): 8326-8335.
- [25] 易蔓, 李婷婷, 李海红, 等. Ca/Mg 负载改性沼渣生物炭对水中磷的吸附特性 [J]. 环境科学, 2019, **40**(3): 1318-1327.
- Yi M, Li T T, Li H H, *et al.* Characteristics of phosphorus adsorption in aqueous solution by Ca/Mg-loaded biogas residue biochar [J]. Environmental Science, 2019, **40**(3): 1318-1327.
- [26] 孟庆瑞, 崔心红, 朱义, 等. 载氧化镁水生植物生物炭的特性表征及对水中磷的吸附 [J]. 环境科学学报, 2017, **37**(8): 2960-2967.
- Meng Q R, Cui X H, Zhu Y, *et al.* Characterization of MgO-loaded aquatic plants biochar and its adsorption capacity of phosphorus in aqueous solution [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, **37**(8): 2960-2967.
- [27] Zhou J, Li D P, Chen S T, *et al.* Sedimentary phosphorus immobilization with the addition of amended calcium peroxide material [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, **357**: 288-297.
- [28] Zak D, Gelbrecht J, Steinberg C E W. Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany [J]. Biogeochemistry, 2004, **70**(3): 357-368.
- [29] Li D P, Huang Y. Sedimentary phosphorus fractions and bioavailability as influenced by repeated sediment resuspension [J]. Ecological Engineering, 2010, **36**(7): 958-962.
- [30] Laakso J, Uusitalo R, Heikkinen J, *et al.* Phosphorus in agricultural constructed wetland sediment is sparingly plant-available [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2017, **180**(5): 554-562.
- [31] 郑西来, 张俊杰, 陈蕾. 再悬浮条件下沉积物内源磷迁移-转化机制研究进展 [J]. 水科学进展, 2013, **24**(2): 287-295.
- Zheng X L, Zhang J J, Chen L. Advances in the study of migration and transformation mechanisms of endogenous phosphorus via sediment resuspension [J]. Advances in Water Science, 2013, **24**(2): 287-295.

CONTENTS

PM _{2.5} Inversion Using Remote Sensing Data in Eastern China Based on Deep Learning	LIU Lin-yu, ZHANG Yong-jun, LI Yan-sheng, <i>et al.</i> (1513)
Regional Air Pollution Process in Winter over the Yangtze River Delta and Its Influence on Typical Northern Cities	LI Rui, LI Qing, XU Jian, <i>et al.</i> (1520)
Influencing Factors of Ozone Concentration in Xi'an Based on Generalized Additive Models	HUANG Xiao-gang, SHAO Tian-jie, ZHAO Jing-bo, <i>et al.</i> (1535)
Spatial and Temporal Distribution Characteristics of Levoglucosan and Its Isomers in PM _{2.5} in Beijing and Six Surrounding Cities	ZHU Hong-xia, TAO Xue-mei, WANG Chao, <i>et al.</i> (1544)
Characteristics and Sources Apportionment of Fine Particulate Matter in a Typical Coastal City During the Heating Period	LI Ming-yan, YANG Wen, WEI Min, <i>et al.</i> (1550)
Characteristics and Source Apportionment of Black Carbon in Chengdu	WANG Lu, YUAN Liang, ZHANG Xiao-ling, <i>et al.</i> (1561)
Effects of VOCs on Ozone Formation in the Tianjin Suburbs in Summer	YAO Qing, HAN Su-qin, ZHANG Yu-fen, <i>et al.</i> (1573)
Source Profiles and Impact of Volatile Organic Compounds in the Coating Manufacturing Industry	WU Jian, GAO Song, CHEN Xi, <i>et al.</i> (1582)
Characteristics of Condensable Particulate Matter in Ultra-low Emission Coal-Fired Power Plants	DENG Jian-guo, WANG Gang, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1589)
Distribution and Source Analysis of Nitrate in Surface Waters of China	ZHANG Xin, ZHANG Yan, BI Zhi-lei, <i>et al.</i> (1594)
Spatial Characteristics and Ecological Risks of Perfluoroalkyl Substances in Coastal Urbanized Areas of China and South Korea	YANG Hong-fa, SHI Bin, ZHOU Yun-qiao, <i>et al.</i> (1607)
Analysis of Water Quality Change and Its Driving Factors of the Xiaoqing River Estuary in Recent Ten Years	FAN Xin-feng, HAN Mei, WANG Lei, <i>et al.</i> (1619)
Distribution of Four Artificial Sweeteners in Water Treatment and Water Supply System in City H of Zhejiang Province	MA Xiao-yan, HU Hui, LU Si-jia, <i>et al.</i> (1629)
Changes in Epilithic Algae Community and Its Relationship with Environmental Factors in the Meixi River, a Tributary of the Three Gorges Reservoir	MI Wen-mei, SHI Jun-qiong, YANG Yan-jun, <i>et al.</i> (1636)
Succession Pattern of Phytoplankton and Its Drivers in Lake Luoma, Jiangsu Province	ZHANG Qing-ji, WANG Ye-yu, WANG Jin-dong, <i>et al.</i> (1648)
Relationship Between Diversity of Aquatic Plant Communities and Water Environmental Factors in Lhalu Wetland	WANG Jia-jun, TIAN Han-xin, ZHOU Lei, <i>et al.</i> (1657)
Evolution Characteristics and Driving Factors of Denitrification Community Based on Network Analysis in the Process of Spring Thermal Layer Formation in Zhoucun Reservoir	ZHOU Shi-lei, SUN Yue, ZHANG Yi-ran, <i>et al.</i> (1666)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Difference Analysis of Nitrogen and Phosphorus in Daihai Lake	ZHAO Li, CHEN Jun-yi, JIANG Xia, <i>et al.</i> (1676)
Sediment Denitrification Rate and Its Response to Exogenous Carbon and Nitrogen in the Ponds and Bottomland of the Chaohu Lakeshore Zone	LI Ru-zhong, WANG Li, LIU Chao (1684)
Phosphate Control Effect and Water Body Remediation of Magnesium Modified Reed Biochar	DING Yu-qin, LI Da-peng, ZHANG Shuai, <i>et al.</i> (1692)
Efficiency of Magnesium Hydroxide Capping and Amendment to Control Phosphorus Release from Sediments	YANG Chun-yi, ZHAN Yan-hui, LIN Jian-wei, <i>et al.</i> (1700)
Characteristics of Chemical Fractions of Dissolved Organic Matter in Road Runoff in Beijing	CHEN Meng-yao, DU Xiao-li, YU Zhen-ya, <i>et al.</i> (1709)
3D Porous Photothermal Materials for High Salt Wastewater Treatment	HUANG Le, XU Ying-feng, XIE Qian-qing, <i>et al.</i> (1716)
Electrocatalytic Oxidation of Sulfadiazine with Ni-Doped Sb-SnO ₂ Ceramic Ring Particle Electrode	SHI Qiu-jun, LIU An-di, TANG Bo-bin, <i>et al.</i> (1725)
Degradation of A07 with Magnetic Fe ₃ O ₄ -CuO Heterogeneous Catalyzed Sodium Percarbonate System	XU Jie, WANG Lin, CHEN Jia-bin, <i>et al.</i> (1734)
Red Mud-activated Peroxymonosulfate for Ciprofloxacin Degradation: Efficiency and Mechanism	SHI Jing-zhuan, WEI Hong, ZHOU Xiao-de, <i>et al.</i> (1743)
Influence of Industrial Wastewater Quality on Advanced Treatment of Microbubble Ozonation	ZHANG Jing, ZHANG Shou-jing, LIU Chun, <i>et al.</i> (1752)
Adsorption Properties of Sludge-hydrochar for Methylene Blue	CHEN Li-yuan, LI Da-peng, ZHU Wen-juan, <i>et al.</i> (1761)
Preparation of Modified Watermelon Biochar and Its Adsorption Properties for Pb(II)	BI Jing-wang, SHAN Rui, HAN Jing, <i>et al.</i> (1770)
Construction and Denitrification Performance of A ² /O Based on Partial Nitrification Coupled with an ANAMMOX System	LIU Xiao-chai, RONG Yi, WEN Li-jie, <i>et al.</i> (1779)
Construction and Mechanism of Methanotroph-based Ultimate Denitrification System for Tailwater of Urban Sewage Plants	YANG Ya-nan, LI Yan-cheng, LI Jiang, <i>et al.</i> (1787)
Impact of Hydraulic Retention Time on Performance of Partial Nitrification Granular Sludge in Continuous Stirred-Tank Reactor	WANG Jian-fang, QI Ze-kun, QIAN Fei-yue, <i>et al.</i> (1794)
Realization Process of Nitrification and Changes in Sludge Characteristics in Granular Sludge Reactor for Low Strength Sewage Treatment	ZHU Lin, CHENG Cheng, SONG Jia-jun, <i>et al.</i> (1801)
Characteristics of Organics Transformation and Sludge Morphology in an ABR for Sewage Treatment with Different HRTs	CHENG Cheng, ZHU Lin, GUO Kai-cheng, <i>et al.</i> (1808)
Effect of Adding Granular Activated Carbon (GAC)/Manganese Dioxide (MnO ₂) for the Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge	YANG Bo, JIA Li-juan, XU Hui, <i>et al.</i> (1816)
Trace Metals Pollution and Health Risks for Planning Area Soils of 193 Chinese Cities	LI Kuo, PENG Min, YANG Zheng, <i>et al.</i> (1825)
Assessment of Heavy Metal Pollution in Surface Dust of Lanzhou Schools Based on Random Forests	HU Meng-jun, WANG Jia, ZHANG Ya-yun, <i>et al.</i> (1838)
Contents, Sources, and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Surface Soils of Various Functional Zones in Yangzhou City, China	YAO Cheng, NI Jin-zhi, LIU Rui, <i>et al.</i> (1847)
Safety Assessment of Rice Planting in Soil Cadmium Geological Anomaly Areas in Southwest Guangxi	CHEN Tong-bin, PANG Rui, WANG Fo-peng, <i>et al.</i> (1855)
Bioavailability and Influencing Factors of Soil Cd in the Major Farming Areas of Chongqing	WANG Rui, HU Xiao-lan, ZHANG Yong-wen, <i>et al.</i> (1864)
Control of Cadmium Migration and Transformation in Alkaline Paddy Soil-Rice Using Cotton Stalk Biochar	LIU Shi-dou, ZHU Xin-ping, HAN Yao-guang, <i>et al.</i> (1871)
Reduction of Soil Cadmium Activity and Rice Cadmium Content by 4-year-consecutive Application of Organic Fertilizer	XUE Yi, YIN Ze-run, SHENG Hao, <i>et al.</i> (1880)
Effects of Nano-magnesium Hydroxide on the Forms of Cadmium in Different Types of Soil	DENG Ji-bao, ZHANG Chun-lai, XU Wei-hong (1888)
Selenium Uptake Characteristics of Reclaimed Soil-Crop from Mining Wasteland and Its Antagonistic Effects on Heavy Metals	YIN Bing, WANG Jian-fei, SHI Sheng, <i>et al.</i> (1904)
Dynamic Effects of Different Biochars on Soil Properties and Crop Yield of Acid Farmland	YANG Cai-di, ZONG Yu-tong, LU Sheng-gao (1914)
Effects of Fertilizer Reduction and Application of Organic Fertilizer on Soil Nitrogen and Phosphorus Nutrients and Crop Yield in a Purple Soil Sloping Field	ZHU Hao-yu, GAO Ming, LONG Yi, <i>et al.</i> (1921)
Response of Nitrogen Loss Flux in Purple Soil Sloping Field to Reduced Fertilizer and Combining Straw	XIONG Zi-yi, WANG Zi-fang, LONG Yi, <i>et al.</i> (1930)
Effect and Approach of <i>Enteromorpha prolifera</i> Biochar to Improve Coastal Saline Soil	WU Dan, SUN Ping, LU Peng-zhan, <i>et al.</i> (1941)
Vertical Distribution of Soil Dissolved Carbon and Its Influencing Factors in the Artificial Shelterbelt Irrigated with Saline Water in an Extreme Drought Desert	MENG Tian-ge, WU Lu-yao, ZHANG Shao-lei, <i>et al.</i> (1950)
Response of Soil Enzyme Activity and Chemical Properties to Nitrogen Addition in a Korean Pine Plantation	LÜ Lai-xin, SONG Lei, LIU Zhi-li, <i>et al.</i> (1960)
Consumption Capacity of N ₂ O in Paddy Soil and the Response Mechanism of <i>nosZ-I</i> -containing Communities	GUO Jun-li, TIAN Mei-jie, GE Ti-da, <i>et al.</i> (1968)
Predicting the Recycling Potential and Evaluating the Environmental Benefits of Waste Electrical and Electronic Equipment in Beijing-Tianjin-Hebei	CHEN Pan, SHI Xiao-qing (1976)
Relationship Between Urban Industrialization and PM _{2.5} Concentration in China and the Internal Mechanism of EKC	LI Ya-nan, DING Zhen-min, DENG Yuan-jie, <i>et al.</i> (1987)