

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 O₃ 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、韩滨海城市化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, 赵娟, 冯华军(1716)

Ni 掺杂 Sb-SnO₂ 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 Fe₃O₄-CuO 非均相活化过碳酸钠降解 A07 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)

A²/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-作物晒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 N₂O 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)

氢氧化镁对水体内源磷释放的控制作用

杨春懿¹, 詹艳慧^{1*}, 林建伟^{1*}, 邱波¹, 徐文隆¹, 俞阳¹, 黄良君²

(1. 上海海洋大学海洋生态与环境学院, 上海 201306; 2. 八帆仪器设备(上海)有限公司, 上海 201114)

摘要: 本研究首先通过批量实验考察了氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附性能, 再通过底泥模拟释放实验考察了氢氧化镁覆盖和添加控制底泥中磷向上覆水体释放的效果及机制. 结果表明, 氢氧化镁对水中磷酸盐具有良好的吸附能力, 其投加量的增加有利于水中磷酸盐被其所吸附去除, 与 Langmuir 模型相比, 其对水中磷酸盐的等温吸附行为更适合采用 Freundlich 和 Dubinin-Radushkevitch (D-R) 模型加以描述. 氢氧化镁覆盖可以有效地控制底泥中磷向上覆水体的释放, 使得上覆水中 SRP 浓度处于较低的水平, 即使覆盖层的结构完整性受到扰动破坏而导致覆盖材料与表层底泥的混合, 氢氧化镁仍然可以有效地控制底泥中磷向上覆水体的释放. 氢氧化镁覆盖和添加均可以有效地降低最上层(0~10 mm)底泥间隙水中 SRP 的浓度, 这对于其覆盖和添加有效控制底泥中磷向上覆水体的释放是至关重要的. 人工合成的氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附性能优于商业购买的氢氧化镁, 前者控制水体内源磷向上覆水体释放的效果也优于后者. 以上结果显示, 氢氧化镁是一种有希望用于控制水体底泥内源磷释放的活性覆盖和改良材料.

关键词: 氢氧化镁; 底泥; 内源磷; 覆盖; 添加

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)04-1700-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201909004

Efficiency of Magnesium Hydroxide Capping and Amendment to Control Phosphorus Release from Sediments

YANG Chun-yi¹, ZHAN Yan-hui^{1*}, LIN Jian-wei^{1*}, QIU Bo¹, XU Wen-long¹, YU Yang¹, HUANG Liang-jun²

(1. College of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Eight-Sail Instrument & Equipment (Shanghai) Co., Ltd., Shanghai 201114, China)

Abstract: Eutrophication of freshwater bodies has become a global environmental problem, and phosphorus (P) has been identified as one of the key limiting factors responsible for this eutrophication problem. Reducing internal P release is crucial to the control of the eutrophication of freshwater bodies besides reducing the input of external P. To control sedimentary P release, magnesium hydroxide [Mg(OH)₂] was applied as a capping and amendment material in this study. The adsorption performance of phosphate on Mg(OH)₂ was investigated in batch mode, and the effect of Mg(OH)₂ capping and amendment on the mobilization of P in sediments was studied using sediment incubation experiments. Results showed that Mg(OH)₂ exhibited good adsorption performance toward phosphate. The phosphate removal efficiency of Mg(OH)₂ increased with increasing adsorbent dosage. The adsorption equilibrium data of phosphate on Mg(OH)₂ could be better described by the Freundlich and Dubinin-Radushkevich isotherm models compared to the Langmuir isotherm model. Mg(OH)₂ capping and addition both could effectively control the release of reactive soluble P (SRP) from sediments into the overlying water, resulting in a low concentration of SRP in the overlying water under Mg(OH)₂ capping and amendment conditions. Mg(OH)₂ capping and amendment both could reduce pore water SRP in the uppermost sediment (0-10 mm), which played a key role in the control of the release of SRP from sediments into the overlying water. The as-prepared Mg(OH)₂ possessed a much higher phosphate adsorption ability than commercial Mg(OH)₂, and the former also had a higher controlling efficiency of sedimentary P release than the latter. In summary, Mg(OH)₂ is a promising capping and amendment material for the control of internal phosphorus release in freshwater bodies.

Key words: magnesium hydroxide; sediment; internal phosphorus loading; capping; addition

富营养化问题已经成为当今世界所面临的重大环境问题之一^[1]. 藻类的过度繁殖是水体富营养化的重要特征之一, 而磷是引起藻类过度繁殖的重要营养元素^[1, 2]. 水体中的磷主要来自于外源磷的输入和底泥内源磷的释放. 随着污水排放标准的提高和环境保护技术的发展, 外源磷的输入得到了较好地控制, 这使得底泥内源磷的释放成为了水体水质改善和水体富营养化控制的重要限制性因素. 到目前为止, 人们已经开发了许多技术用于底泥内源磷释放的控制, 具体包括底泥疏浚^[3]、曝气供氧^[4]、原位惰性覆盖^[5]、铝盐原位钝化^[6]、硝酸盐原位处

理^[7]和原位活性覆盖/改良技术^[8]等. 其中, 原位活性覆盖/改良技术, 即将钝化能力优越的吸附剂材料投加到底泥-水界面上方, 或者直接添加进底泥中, 被认为是一种极具应用前景的底泥内源磷释放控制技术, 受到了研究人员的广泛关注^[8-20].

收稿日期: 2019-09-01; 修订日期: 2019-11-08

基金项目: 山东省重大科技创新工程项目(2018YFJH0902); 国家自然科学基金项目(51408354, 50908142); 上海市自然科学基金项目(15ZR1420700); 上海市大学生创新项目; 上海海洋大学本研一体化教学团队项目

作者简介: 杨春懿(1998~), 女, 主要研究方向为水域内源污染治理与修复, E-mail: 846080988@qq.com

* 通信作者, E-mail: yhzhan@shou.edu.cn; jwlin@shou.edu.cn

应用原位活性覆盖/改良技术的首要关键是选择合适的吸附剂作为活性覆盖材料和改良材料. 鉴于此, 人们已经对底泥活性覆盖/改良材料进行了一定的探索, 已经对镧改性膨润土^[8-10]、镧改性沸石^[11,12]、铝改性沸石^[13,14]、铝改性凹凸棒土^[15]、热改性凹凸棒土^[16,17]、铁铝污泥^[18,19]和镧改性铁铝污泥^[20]等材料控制水体内源磷的释放进行了考察. 但是, 考虑到大多数人们已考察过的活性覆盖/改良材料仍存在一定潜在生态风险或价格较高的缺陷, 所以进一步研发新型的高效、经济且安全的底泥活性覆盖/改良材料仍然是非常必要的. 氢氧化镁是一种化学性质稳定和环境友好的产品^[21]. 先前研究发现, 氢氧化镁对水中的磷酸盐具有良好的吸附去除能力^[22,23]. 因此, 将氢氧化镁作为底泥活性覆盖材料或改良材料, 可能不仅可以较好地控制水体内源磷的释放, 而且预计对水体原有底栖生态系统的负面影响小或忽略不计. 但是到目前为止, 有关以氢氧化镁作为覆盖/改良材料控制底泥内源磷释放的研究还鲜见报道.

本文的主要研究目标是确定氢氧化镁覆盖和改良对水体内源磷释放的控制效果. 为此, 本文首先对比研究了市场上销售的氢氧化镁 (C-MH) 和实验室合成的氢氧化镁 (P-MH) 对水中磷酸盐的吸附效果, 进而选择 C-MH 和 P-MH 作为覆盖和改良材料开展底泥模拟释放控制实验, 对比考察氢氧化镁覆盖和改良控制底泥内源磷释放的效果, 以期应用氢氧化镁控制水体内源磷释放提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 实验试剂

本实验所用的底泥取自上海海洋大学校内河道, 底泥经过自然风干、破碎、过 100 目筛后存贮于自封袋中备用. 本实验所用的 C-MH、 $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ 、NaOH、HCl、 KH_2PO_4 、抗坏血酸、钼酸铵和酒石酸锑氧钾等分析纯化学试剂均采购自国药集团化学试剂有限公司. 实验所用的溶液均采用去离子水进行配制.

1.2 氢氧化镁的制备

P-MH 的制备步骤为: 称取 50 g 六水合氯化镁放于 300 mL 去离子水中, 采用磁力搅拌的方式使氯化镁快速溶解; 采用滴管缓慢向氯化镁溶液中滴加浓度为 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NaOH 溶液, 直至悬浊液 pH 值达到 10.5; 然后继续搅拌 1 h 后静置过夜; 采用离心分离的方法进行固液分离, 白色固体采用去离子水反复清洗 8 次, 随后将固体放于 105°C 烘箱中烘干, 烘干后的固体经破碎研磨后装于自封袋内备用.

1.3 氢氧化镁的表征

采用 X 射线衍射 (XRD) 仪 (D8 ADVANCE Da Vinci, Bruker, 德国) 对 C-MH 和 P-MH 进行表征, XRD 分析采用 Cu 靶和 $K\alpha$ 射线源, 操作电压为 40 kV 和 30 mA, 扫描范围 (2θ) 为 $5^\circ \sim 80^\circ$.

1.4 吸附实验

采用 KH_2PO_4 和去离子水配制一定浓度的磷酸盐溶液, 再采用 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 HCl 和 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NaOH 溶液将磷酸盐溶液的 pH 值调节至 7.0. 通过批量实验考察了吸附剂投加量和溶液初始磷浓度对氢氧化镁吸附水中磷酸盐的影响. 实验步骤为: 先称取一定量的 C-MH 或 P-MH 放入锥形瓶中, 再向锥形瓶中准确移取 25 mL 含一定浓度的磷酸盐溶液, 然后再将锥形瓶封口后置于 25°C 水浴恒温振荡器中以 $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速率振荡反应 24 h; 对于吸附剂投加量影响实验, 初始磷浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 吸附剂投加量分别为 10、15、20、25、30、40、50、60、80、100 和 120 mg; 对于磷酸盐初始浓度影响实验, 初始磷浓度分别为 1、2、4、6、8、10、12 和 $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 氢氧化镁投加量为 50 mg; 反应结束后采用离心分离的方法进行固液分离, 再采用钼锑抗分光光度法测定上清液中残余的磷酸盐浓度, 通过公式 (1) 和 (2) 分别计算氢氧化镁对水中磷酸盐的单位吸附量和去除率:

$$q_e = \frac{(c_0 - c_e)V}{m} \quad (1)$$

$$\eta = \frac{c_0 - c_e}{c_0} \times 100\% \quad (2)$$

式中, q_e 为氢氧化镁对水中磷酸盐的单位吸附量, $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$; η 为氢氧化镁对水中磷酸盐的去除率, %; c_0 和 c_e 分别为初始时刻和平衡时溶液中磷酸盐的浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; V 为溶液的体积, mL; m 为氢氧化镁投加量, mg.

1.5 底泥培养实验

选择 1 L 棕色试剂瓶作为底泥培养实验的反应器. 分别称取相同质量的过 100 目的底泥置于 5 个 1 L 棕色试剂瓶中, 使底泥的厚度达到 3 cm. 任取其中一个试剂瓶作为对照组, 不覆盖氢氧化镁, 也不添加氢氧化镁; 任取其中两个试剂瓶分别覆盖 5 g C-MH 和 5 g P-MH, 作为 C-MH 覆盖组和 P-MH 覆盖组; 剩下两个试剂瓶作为 C-MH 添加组和 P-MH 添加组, 也就是向这两个试剂瓶中分别加入 5 g C-MH 和 5 g P-MH, 并将所投加的 C-MH 和 P-MH 与表层 0 ~ 10 mm 底泥进行混合. 采集上海海洋大学校园河道水作为底泥培养实验的上覆水. 采用虹吸的方法小心将所采集的河道水加入到各反应器中, 再用橡

胶塞和凡士林对各反应器进行封口,置于室内进行培养.每间隔一段时间采用便携式溶氧仪测定上覆水中溶解氧(DO)浓度,采用便携式pH计测定上覆水的pH值,采用钼锑抗比色法测定上覆水中溶解态活性磷(SRP)浓度.底泥培养实验结束后,倾去上覆水,将底泥按照10 mm一层从上到下分为表层(0~10 mm)、中层(10~20 mm)和深层(20~30 mm)分别取样,通过离心分离的方式获得表层、中层和深层间隙水样品,上清液再经过0.45 μm滤膜过滤后采用钼锑抗分光光度法测定间隙水中SRP质量浓度,采用邻菲罗啉分光光度法测定间隙水中Fe(II)质量浓度.氢氧化镁覆盖和添加对上覆水和间隙水中SRP的削减率($R, \%$)根据以下公式进行计算:

$$R = \frac{c_K - c_T}{c_K} \times 100\% \quad (3)$$

式中, c_K 和 c_T 分别为对照组和处理(覆盖或添加)组上覆水或间隙水中SRP质量浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

2 结果与讨论

2.1 氢氧化镁表征

图1为本研究所选用的氢氧化镁(C-MH和P-MH)的XRD谱图.从中可见,C-MH谱图中在 2θ 为 18.5° 、 32.8° 、 37.9° 、 50.8° 、 58.6° 、 62.1° 、 68.2° 和 72.0° 处出现X射线衍射峰,P-MH谱图中在 2θ 为 18.6° 、 32.9° 、 38.0° 、 50.8° 、 58.7° 、 62.1° 、 68.2° 和 72.1° 处出现X射线衍射峰.对照氢氧化镁晶体的XRD标准图谱(JCPDS 44-1482)^[24, 25]可以发现,C-MH和P-MH的X射线衍射峰与氢氧化镁晶体标准图谱的特征峰完全一致,没有发现其他物质的X射线衍射峰.这说明本研究所选用的C-MH和P-MH具有很高的纯度,均是具有六方形晶体结构的氢氧化镁晶体.从图1中还可见,P-MH的(001)面峰强与(101)面峰强的比值明显小于C-

MH.这说明与C-MH相比,P-MH的(101)面显露更多,而(001)面则显露较少^[26].对于氢氧化镁晶体,(101)晶面的极性较强,而(001)晶面的极性较弱^[26].因此,P-MH的表面极性预计强于C-MH.

2.2 氢氧化镁对水中磷的吸附作用

吸附剂用量是影响吸附反应最重要的影响因素之一^[27].为此,本研究考察了吸附剂投加量对两种不同来源的氢氧化镁(C-MH和P-MH)吸附去除水中磷酸盐的影响,结果见图2.从中可见,当C-MH投加量从 $0.4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到 $4.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,水中残留的磷酸盐浓度逐渐从 $4.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 下降到 $1.31 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,C-MH对水中磷酸盐的去除率则逐渐从5.63%逐渐增加到73.7%.当P-MH投加量由0.4增加到 $4.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,水中残留的磷酸盐浓度逐渐由3.83下降到 $0.188 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,C-MH对水中磷酸盐的去除率则逐渐从23.5%逐渐增加到96.2%.这说明,随着吸附剂投加量的增加,氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附去除能力逐渐增强.这主要是因为:随着吸附剂投加量的增加,吸附剂表面积和可利用的活性位点数量随之增加,从而导致水中更多的磷酸盐被吸附去除^[27].从图2中还可见,存在P-MH条件下水中残留磷酸盐浓度明显低于存在C-MH条件下,且P-MH对水中磷酸盐的去除率明显高于C-MH.这说明,人工合成的氢氧化镁吸附去除水中磷酸盐的性能明显优于市场购买的氢氧化镁.需要指出的是,当人工合成氢氧化镁投加量为 $4.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,水中残留磷酸盐浓度仅为 $0.188 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.这说明,投加足够量的氢氧化镁可以使水中的磷酸盐降低至非常低的浓度水平.这对于利用氢氧化镁作为覆盖和改良材料钝化底泥-水系统中磷而言是非常有利的.

为进一步确定氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附性能,并探索相关的吸磷机制,本研究还考察了C-MH和P-MH对水中磷酸盐的吸附等温线,结果见图3.从中可见,C-MH的单位吸附量首先随着水中平衡

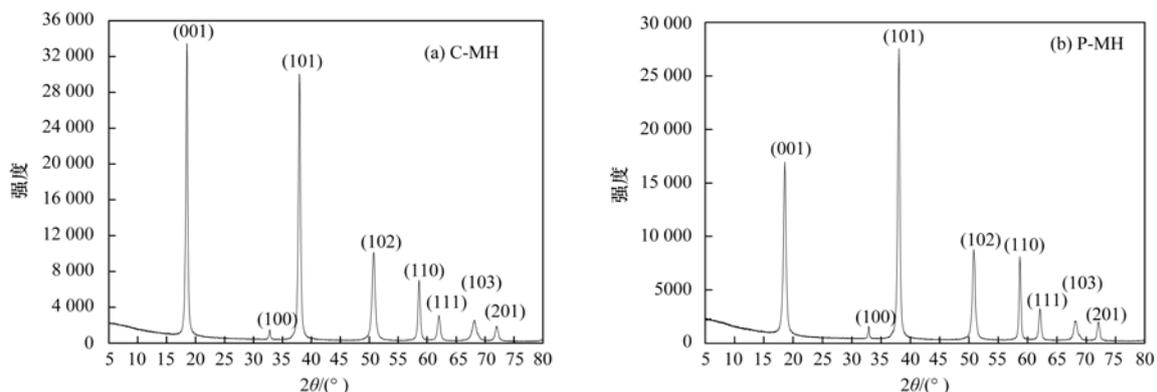


图1 本研究所选用氢氧化镁(C-MH和P-MH)样品的XRD图谱

Fig. 1 XRD patterns of magnesium hydroxide used in this study (C-MH and P-MH)

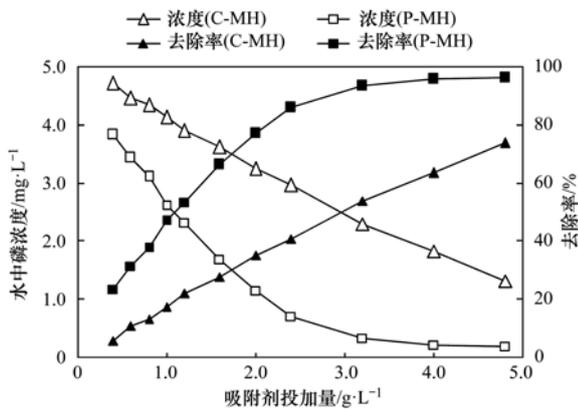


图2 吸附剂投加量对氢氧化镁去除水中磷酸盐的影响

Fig. 2 Effect of adsorbent dosage on phosphate removal by magnesium hydroxide

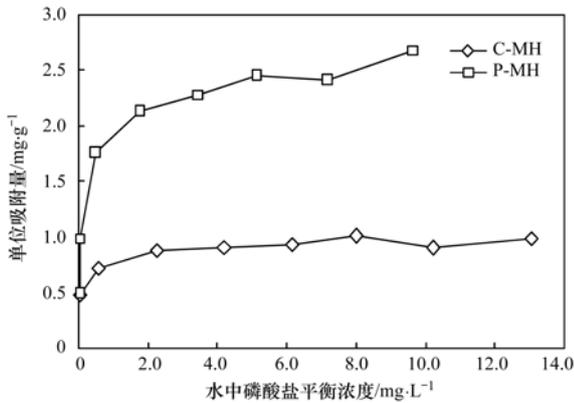


图3 氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附等温线

Fig. 3 Adsorption isotherm of phosphate on magnesium hydroxide

浓度的增加而快速增加,随后增加速度逐渐变缓,最终达到吸附饱和状态,而 P-MH 的单位吸附量则随着水中磷酸盐平衡浓度的上升先是快速的增加,而后增加速度逐渐变缓.从图3还可见,当初始磷浓度相同时,P-MH 对水中磷酸盐的单位吸附量明显大于 C-MH.这说明,人工合成的氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附去除能力明显强于商业购买的氢氧化镁.这与根据图2所得到的结论是一致的.采用

Langmuir^[28]、Freundlich^[28]和 Dubinin-Radushkevitch (D-R)^[29]等温吸附模型[公式(4)~(6)]对图3所得实验数据进行拟合,拟合后计算得到的这3种等温吸附模型的参数值见表1.

$$q_e = \frac{q_m K_L c_e}{1 + K_L c_e} \quad (4)$$

$$q_e = K_F c_e^{1/n} \quad (5)$$

$$q_e = q_{DR} \exp(-K_{DR} \varepsilon^2) \quad (6)$$

式中, q_e ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)和 c_e ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)分别为磷酸盐单位吸附量和水中磷酸盐平衡浓度; q_m 为单分子层最大磷酸盐吸附容量 ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$); K_L 为 Langmuir 常数 ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$); K_F [$(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}) \cdot (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})^{-1/n}$]和 $1/n$ 为 Freundlich 常数; ε ($\text{mol} \cdot \text{kJ}^{-1}$)为 Polanyi 吸附势,等于 $RT \ln(1 + 1/c_e)$,其中 R 为理想气体常数 [$8.314 \text{ J} \cdot (\text{mol} \cdot \text{K})^{-1}$], T 为反应温度(K), c_e 为水中磷酸盐平衡浓度 ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$).D-R 模型常数 K_{DR} 被进一步用来计算平均吸附自由能 ($E, \text{kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$),计算公式为^[28]:

$$E = \frac{1}{(2K_{DR})^{0.5}} \quad (7)$$

由表1可知, Freundlich 和 D-R 等温模型比 Langmuir 等温模型更适合用于描述 C-MH 和 P-MH 吸附水中磷酸盐的平衡实验数据.这说明,本研究所选用的这两种来源的氢氧化镁表面吸附点位的能量分布是不均匀的.根据 Freundlich 等温模型计算得到的 C-MH 和 P-MH 的 $1/n$ 值分别为 0.112 和 0.190,位于 $0 \sim 1$.这说明 C-MH 和 P-MH 对水中磷酸盐的吸附属于优惠吸附^[28].计算得到的 P-MH 的 K_F 值明显大于 C-MH.这进一步说明人工合成的氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附去除能力明显强于商业购买的氢氧化镁^[28].根据 D-R 模型计算得到的 C-MH 和 P-MH 的 E 值分别 $23.6 \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$ 和 $18.5 \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$,大于 $16 \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$,这说明本文所用到的

表1 氢氧化镁吸附水中磷酸盐等温吸附模型参数

Table 1 Isotherm model parameters for phosphate adsorption onto magnesium hydroxide

项目	参数	C-MH	P-MH
Langmuir 等温吸附模型	$q_m / \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	0.922	2.38
	$K_L / \text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$	24.7	14.4
	R^2	0.806	0.889
Freundlich 等温吸附模型	$K_F / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}) \cdot (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})^{-1/n}$	0.755	1.77
	$1/n$	0.112	0.190
	R^2	0.916	0.926
D-R 等温吸附模型	$q_{DR} / \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	1.38	4.79
	$K_{DR} / \text{mol}^2 \cdot \text{kJ}^{-2}$	0.000 894	0.001 46
	$E / \text{kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$	23.6	18.5
	R^2	0.941	0.946

氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附属于化学吸附^[29]. 这与文献[24]所报道的结果是一致的,即磷酸盐首先被吸附到氢氧化镁表面上形成配合物,然后再转化为 MgHPO_4 和 $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_3$. 根据 Langmuir 模型确定的 C-MH 和 P-MH 对水中磷酸盐的最大磷酸盐吸附容量分别为 $0.922 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $2.38 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 这与根据实验结果确定的最大磷酸盐吸附容量比较接近 (分别为 1.01 和 $2.68 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$). 后者的最大磷酸盐吸附量明显高于前者,这进一步说明了人工合成氢氧化镁的吸磷性能优于商业购买氢氧化镁.

2.3 氢氧化镁覆盖和添加对上覆水 DO、pH 和 SRP 的影响

水体的 DO 和 pH 是影响底泥中磷释放的两个重要环境因子^[30-32]. 为此,本文考察了无覆盖/添加和氢氧化镁覆盖/添加条件下上覆水 DO 和 pH 值的变化,结果见图 4. 由图 4(a)可知,各反应器中上覆水 DO 初始浓度为 $4.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,随着底泥培养的进行,DO 浓度均会快速下降直至达到很低的浓度水平. 当底泥培养时间为 $8 \sim 85 \text{ d}$ 时,对照组反应器上覆水 DO 浓度位于 $0.16 \sim 0.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 这说明,经过 8 d 培养后,对照组上覆水会处于缺氧状态. 当底泥培养时间为 $8 \sim 85 \text{ d}$ 时,C-MH 和 P-MH 覆盖组上

覆水 DO 浓度分别位于 $0.06 \sim 0.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.11 \sim 0.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 这说明,经过 8 d 培养后,氢氧化镁覆盖组上覆水会处于缺氧状态. 当底泥培养时间为 $4 \sim 85 \text{ d}$ 时,C-MH 和 P-MH 添加组上覆水中的 DO 浓度分别为 $0.07 \sim 0.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.03 \sim 0.83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 这说明,经过 4 d 的培养后,氢氧化镁添加组上覆水会处于缺氧状态. 由图 4(b)可知,各反应器上覆水的初始 pH 值为 7.94 ,而底泥培养期间对照组上覆水的 pH 值位于 $7.21 \sim 7.97$ 之间. 这说明底泥本身对上覆水 pH 值的影响是比较小的. 从图 4(b)还可见,当底泥培养时间为 $4 \sim 85 \text{ d}$ 时,C-MH 覆盖、C-MH 添加、P-MH 覆盖和 P-MH 添加组反应器上覆水 pH 值分别为 $8.08 \sim 9.80$ 、 $8.17 \sim 9.87$ 、 $8.29 \sim 9.90$ 和 $8.45 \sim 9.83$,并且与对照组相比均出现一定程度的上升. 这说明,氢氧化镁覆盖和添加会一定程度上增加了上覆水的 pH 值.

为确定氢氧化镁覆盖和添加对底泥中磷向上覆水体中释放的控制效果,本文对比考察了对照组和处理组(覆盖和添加)上覆水中 SRP 浓度的变化,结果见图 5. 进一步计算得到氢氧化镁覆盖和添加对上覆水中 SRP 浓度的削减情况,结果见图 6. 从图 5 可知,对照组上覆水 SRP 初始浓度为 $0.039 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,当底泥培养时间由 0 增加到 18 d 时,SRP 浓度先增加至 $0.162 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (第 4 d),然后出现一定程度下降,随后又上升至 $0.186 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (第 18 d);当底泥培养时间继续从 18 增加到 65 d 时,SRP 浓度显著地增加至 $0.869 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;此后进一步增加底泥培养时间至 85 d 则不会导致上覆水 SRP 浓度发生明显变化. 这说明,本研究所用底泥在缺氧条件下会释放出大量的 SRP 并进入上覆水体中. 在缺氧条件下,底泥中以三价铁形式存在的铁氧化物或氢氧化物容易发生还原反应形成以二价铁形式存在的氧化物或氢氧化物,而与二价铁的氧化物或氢氧化物结合的磷容易释放出来进入上覆水体中^[33,34]. 笔者推测底泥中三价铁的还原是导致对照组中上覆水中 SRP 浓度显著增加(底泥培养 13 d 后)的一个主要原因. 由图 5 还可知,底泥培养期间 C-MH 覆盖、C-MH 添加、P-MH 覆盖和 P-MH 添加组反应器上覆水中 SRP 浓度位于 $0.020 \sim 0.126$ 、 $0.036 \sim 0.157$ 、 $0.007 \sim 0.044$ 和 $0.034 \sim 0.107 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,处于比较低的浓度水平,并且除第 13 d 的 P-MH 添加组之外,它们的上覆水 SRP 浓度均低于对照组. 特别是当底泥培养时间为 $23 \sim 85 \text{ d}$ 时,氢氧化镁覆盖和添加组上覆水中 SRP 浓度均明显低于对照组(图 5),氢氧化镁覆盖和添加对上覆水中 SRP 的削减率均超过 80% (图 6). 这说明,无论是氢氧化镁覆盖,还

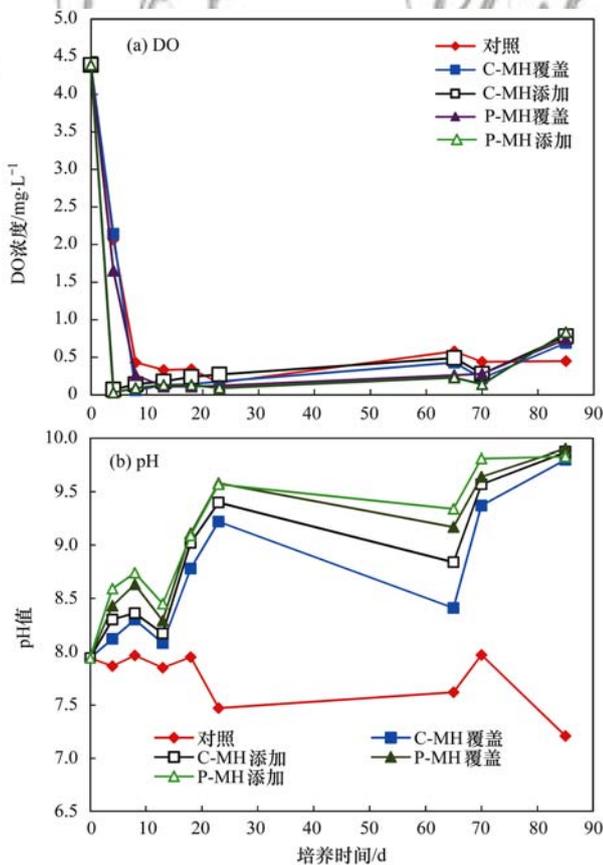


图 4 模拟实验期间上覆水中 DO 和 pH 的变化规律

Fig. 4 Changes of DO and pH in overlying water during incubation period

是氢氧化镁添加,它们均可以有效地控制底泥中磷向上覆水体中的释放.由图 6 还可知,当底泥培养时间为 23~85 d 时,P-MH 覆盖对上覆水中 SRP 的削减率均大于 C-MH 覆盖,P-MH 添加对上覆水中 SRP 的削减率均大于 C-MH 添加.这说明,当底泥磷释放速率较大时,人工合成的氢氧化镁对底泥磷释放的控制效率要大于商业购买的氢氧化镁.

根据参考文献[35],进一步采用公式(8)计算得到模拟释放研究期间底泥中磷向上覆水体中释放的平均速率 $[J, \text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}]$:

$$J = \frac{V(c_{t_1} - c_{t_2})}{A(t_1 - t_2)} \quad (8)$$

式中, V 是上覆水体积, L ; t_1 和 t_2 均为底泥培养实验持续的时间, d ; c_{t_1} 和 c_{t_2} 分别为底泥培养实验进行到 t_1 和 t_2 时刻时上覆水中磷的浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; A 为底泥-上覆水界面面积, m^2 . 根据公式(8)计算得到的底泥培养期间对照组、C-MH 覆盖、C-MH 添加、P-MH 覆盖和 P-MH 添加情况下 SRP 由底泥向上覆水体释放的平均释放速率依次为 0.887、0.093 9、0.127、0.006 19 和 0.053 7 $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. 由此可见,C-MH 覆盖、C-MH 添加、P-MH 覆盖和 P-MH 添加会导致底泥磷平均释放速率分别下降了 89.4%、85.7%、99.3% 和 93.9%. 这说明,氢氧化镁覆盖和添加均可以有效地阻止底泥中磷向上覆水体的释放.

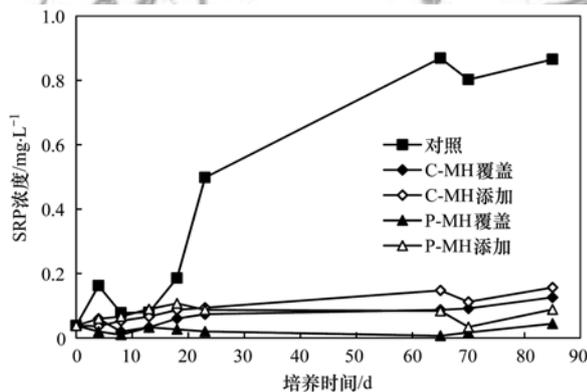


图 5 上覆水中 SRP 浓度的变化

Fig. 5 Changes in SRP concentration of overlying water

2.4 氢氧化镁覆盖和添加对底泥间隙水中 SRP 和 Fe^{2+} 浓度的影响

通常情况下,底泥中蓄积的磷发生解吸后首先会进入间隙水,然后再通过分子扩散、对流或再悬浮作用释放进入上覆水中^[36].因此,了解各反应器中间隙水 SRP 浓度的变化规律有助于阐明氢氧化镁覆盖和添加控制底泥中磷释放的机制.图 7 为氢氧化镁覆盖和添加对间隙水中 SRP 浓度的影响.从中可见,当底泥经过一段时间(85 d)的培养后,对照组

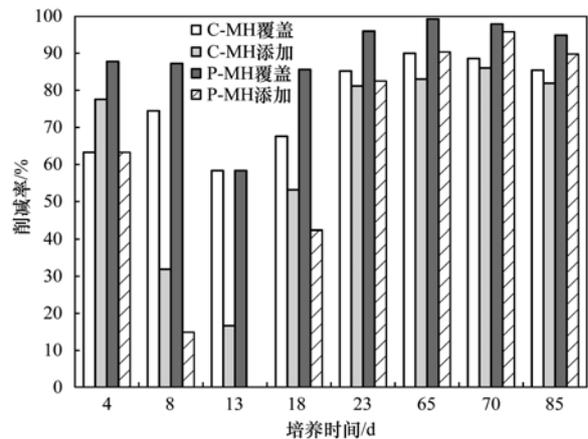


图 6 氢氧化镁覆盖和添加对上覆水中 SRP 的削减率

Fig. 6 Reduction rate of overlying water SRP by capping and amendment with magnesium hydroxide

中 0~10、10~20 和 20~30 mm 深度处间隙水 SRP 浓度处于较高的水平,分别为 0.344、0.459 和 0.651 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 这说明本研究所用的底泥会释放出 SRP 并进入间隙水中,并且释放进入间隙水中的 SRP 随着深度的增加而增加.对照组反应器中的底泥处于缺氧的状态,而处于缺氧条件下底泥中三价铁氧化物和氢氧化物容易被还原为二价铁氧化物和氢氧化物,进而导致铁氧化物/氢氧化物的溶解,从而导致与铁结合的磷释放出来并进入间隙水中^[33, 34].底泥的氧化还原电位预计会随着深度的增加而下降,预计导致更多的三价铁氧化物/氢氧化物被还原为二价铁氧化物/氢氧化物,进而导致更多的与铁结合的磷被释放出来进入间隙水中,从而导致间隙水中 SRP 浓度随着深度的增加而增加^[37].

从图 7 中还可可见,C-MH 覆盖、C-MH 添加、P-MH 覆盖和 P-MH 添加作用下 0~10 mm 深度处底泥间隙水中 SRP 浓度明显低于对照组,它们对 SRP 的削减率分别为 66.7%、72.2%、88.9% 和 83.3%,而它们对 10~20 和 20~30 mm 深度处底泥间隙水中 SRP 浓度的改变程度则远远不如对 0~10 mm 深

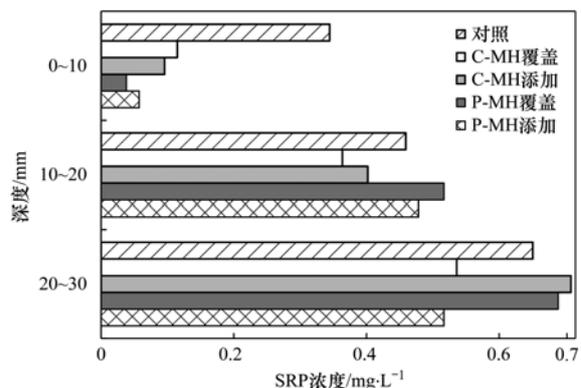


图 7 氢氧化镁覆盖和添加对间隙水中 SRP 的影响

Fig. 7 Effect of $\text{Mg}(\text{OH})_2$ capping and addition on concentration of SRP in pore water

度处底泥间隙水中 SRP 的改变程度. 由此可见, C-MH 和 P-MH 覆盖/添加主要是改变了 0~10 mm 深度处底泥间隙水中的 SRP 浓度, 导致该处的间隙水 SRP 浓度显著降低. 这说明氢氧化镁覆盖和添加均可以有效地控制底泥中磷向最上层底泥间隙水中的释放. 从图 7 中还可知, P-MH 覆盖对 0~10 mm 深度处底泥间隙水中 SRP 的削减率要高于 C-MH 覆盖, P-MH 添加的削减率也要高于 C-MH 添加. 这说明, 人工合成的氢氧化镁覆盖/添加对最上层底泥中磷向间隙水中释放的控制效率要优于商业购买的氢氧化镁. 从图 2 和图 3 可知, 氢氧化镁对水中的磷酸盐具有良好的吸附性能. 将氢氧化镁覆盖到底泥-水界面上方或添加进表层底泥中后, 其会吸附最上层底泥间隙水中的 SRP, 从而导致 SRP 浓度的下降, 而间隙水中 SRP 浓度的下降会降低上覆水与间隙水之间的 SRP 浓度差, 进而降低底泥-水界面的磷扩散速率, 从而导致进入上覆水中磷数量的下降, 最终导致上覆水中磷浓度的下降. 因此, 氢氧化镁覆盖和添加对最上层底泥间隙水中 SRP 的削减作用, 是其覆盖和添加控制底泥中磷向上覆水体中释放的重要原因.

为进一步揭示氢氧化镁覆盖和添加的控磷机制, 本文还考察了其覆盖和添加对间隙水中 Fe^{2+} 浓度的影响, 结果见图 8. 从中可见, 底泥经一段时间 (85 d) 的培养后, 0~10、10~20 和 20~30 mm 深度处底泥间隙水中 Fe^{2+} 浓度处于较高的水平, 这说明本研究所用底泥会释放出 Fe^{2+} 并进入间隙水中. 这证实了铁磷同步释放是本研究所用底泥释放磷的一个重要机制. 从图 8 中还可可见, C-MH 覆盖、C-MH 添加、P-MH 覆盖和 P-MH 添加作用下间隙水中 Fe^{2+} 浓度明显低于对照组. 这说明氢氧化镁可以有效地钝化间隙水中的 Fe^{2+} , 有效地阻止了底泥中铁向间隙水中的释放. 有研究发现^[38-40], 氢氧化镁可

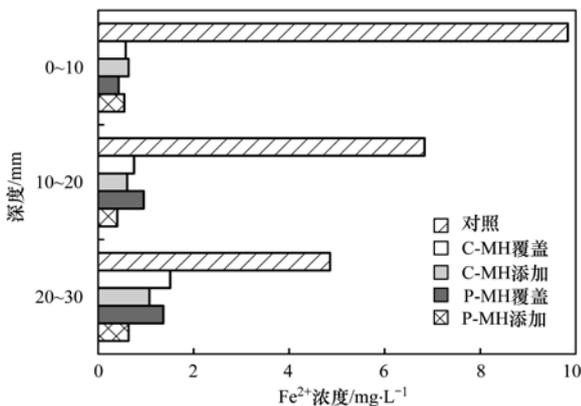


图 8 氢氧化镁覆盖和添加对间隙水中 Fe^{2+} 的影响

Fig. 8 Effect of $\text{Mg}(\text{OH})_2$ capping and addition concentration on of Fe^{2+} pore water

以有效吸附水中的金属阳离子. 因此, 笔者推断间隙水中 Fe^{2+} 应该会被氢氧化镁所吸附, 并被固定到其表面上. Ding 等^[41]发现镧改性膨润土覆盖可以吸附间隙水中的 Fe^{2+} 和 SRP, 并且发现被镧改性膨润土所吸附的 Fe^{2+} 经氧化后还可以继续吸附间隙水中的 SRP, 铁负载对镧改性膨润土覆盖层吸磷产物的稳定性起到至关重要的作用. 因此, 笔者推测, 当上覆水处于好氧条件时, 被氢氧化镁覆盖层所吸附 Fe^{2+} 会被溶解氧所氧化为 Fe^{3+} , 而被氢氧化镁所固定的 Fe^{3+} 应该会继续吸附从底泥中释放出来的 SRP. 因此, 氢氧化镁覆盖层对间隙水中 Fe^{2+} 的钝化应该是有利于应用其控制水体内部磷释放的.

2.5 指示意义

覆盖和添加是应用吸附剂材料作为地球化学工程工具控制水体内部磷释放的两种主要应用方式^[11, 12]. 覆盖系统的实现方式可以是: 将吸附剂材料首先喷洒到水体表面, 然后等待吸附剂材料沉降到底泥-水界面上方形成覆盖层. 使用吸附剂材料作为底泥改良剂的实现方式可以是: 首先将吸附剂材料投加到底泥-水界面上方, 再通过自然扰动方式 (水动力和底栖生物扰动) 或通过机械搅拌方式实现吸附剂材料与表层底泥的混合. 与吸附剂材料添加技术相比, 吸附剂材料覆盖技术实现起来更为便利. 另外, 根据上文的分析可知, 氢氧化镁覆盖和添加均可以有效地阻止底泥中的磷向上覆水体的释放 (详见 2.3 节和 2.4 节). 因此, 从便利性和控磷效率的综合角度来看, 覆盖是应用氢氧化镁控制水体内部磷释放的优先选择方式. 对于浅水水体而言, 水动力扰动和生物扰动是水体下部底泥再悬浮的主要推动力^[42, 43]. 将氢氧化镁作为覆盖材料覆盖到底泥-水界面上方后, 如果没有采取土工材料隔离等措施对覆盖层进行保护的话, 水动力和生物的扰动作用会导致氢氧化镁与表层底泥的混合, 导致氢氧化镁覆盖层受到部分破坏或者完全混合. 从图 5 和 6 可以看出, 当覆盖材料与表层底泥混合 (即氢氧化镁改良表层底泥) 时, 氢氧化镁仍可以有效地控制底泥中磷向上覆水体中的释放. 另外, 氢氧化镁是一种环境友好的固体材料^[21]. 因此, 直接将氢氧化镁投加到底泥-水界面上方用于控制水体内部磷释放具有广阔的应用前景. 本研究发现, 人工合成的氢氧化镁对磷的吸附性能优于商业合成的氢氧化镁, 前者控制内部磷向上覆水体释放的效果也优于后者. 因此, 与商业氢氧化镁相比, 选用人工合成的氢氧化镁作为底泥覆盖材料预计可以更加有效地控制水体内部磷的释放.

3 结论

(1) 较高的吸附剂投加量有利于水中磷酸盐被氢氧化镁所吸附去除; Freundlich 和 D-R 等温模型比 Langmuir 等温模型更适合用于描述氢氧化镁吸附水中磷酸盐的等温行为; 商业购买和人工合成的氢氧化镁对水中磷酸盐的最大吸附容量分别可以达到 $1.01 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $2.68 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$; 氢氧化镁吸附水中磷酸盐的反应属于化学吸附反应。

(2) 氢氧化镁覆盖可以有效地控制底泥中磷向上覆水体的释放, 使得上覆水中 SRP 浓度处于较低的水平。即使覆盖层的结构完整性受到扰动破坏而导致覆盖材料与表层底泥的混合(材料的应用方式由覆盖变为添加), 氢氧化镁仍然可以有效地控制底泥中磷向上覆水体的释放, 仍然会导致上覆水体中 SRP 处于较低的浓度水平。

(3) 无论是氢氧化镁覆盖, 还是氢氧化镁添加, 它们均可以有效地降低最上层(0 ~ 10 mm) 底泥间隙水中 SRP 的浓度, 这对于其覆盖和添加有效控制底泥中磷向上覆水体的释放是至关重要的。

(4) 人工合成的氢氧化镁对水中磷酸盐的吸附性能优于商业购买的氢氧化镁, 前者控制水体内源磷向上覆水体释放的效率也优于后者。

(5) 本研究结果显示, 氢氧化镁是一种非常有希望的用于控制水体底泥内源磷释放的活性覆盖和改良材料。

参考文献:

- [1] Ngatia L W, Hsieh Y P, Nemours D, *et al.* Potential phosphorus eutrophication mitigation strategy: biochar carbon composition, thermal stability and pH influence phosphorus sorption [J]. *Chemosphere*, 2017, **180**: 201-211.
- [2] Charlton M B, Bowes M J, Hutchins M G, *et al.* Mapping eutrophication risk from climate change: future phosphorus concentrations in English rivers [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, **613-614**: 1510-1526.
- [3] Oldenborg K A, Steinman A D. Impact of sediment dredging on sediment phosphorus flux in a restored riparian wetland [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **650**: 1969-1979.
- [4] 汪建华, 王文浩, 何岩, 等. 原位曝气修复黑臭河道底泥内源营养盐的示范工程效能分析[J]. *环境工程学报*, 2016, **10**(9): 5301-5307.
Wang J H, Wang W H, He Y, *et al.* Analysis of performances of pilot-scale in-situ aeration remediation for endogenous nutrients in malodorous river sediments [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, **10**(9): 5301-5307.
- [5] Xu D, Ding S M, Sun Q, *et al.* Evaluation of in situ capping with clean soils to control phosphate release from sediments[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, **438**: 334-341.
- [6] Lin J, Sun Q, Ding S M, *et al.* Mobile phosphorus stratification in sediments by aluminum immobilization [J]. *Chemosphere*, 2017, **186**: 644-651.
- [7] Yamada T M, Sueitt A P E, Beraldo D A S, *et al.* Calcium nitrate addition to control the internal load of phosphorus from sediments of a tropical eutrophic reservoir: microcosm experiments[J]. *Water Research*, 2012, **46**(19): 6463-6475.
- [8] Copetti D, Finsterle K, Marziali L, *et al.* Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: a review[J]. *Water Research*, 2016, **97**: 162-174.
- [9] 李静, 朱广伟, 张晓松, 等. 锁磷剂及覆盖技术对长广溪不同污染类型河段底泥磷释放的控制效果[J]. *环境化学*, 2015, **34**(2): 358-366.
Li J, Zhu G W, Zhang X S, *et al.* Control effect of phoslock and sand-capping on sediment phosphorus release in different polluted sections of Changguangxi River [J]. *Environmental Chemistry*, 2015, **34**(2): 358-366.
- [10] Wang Y, Ding S M, Wang D, *et al.* Static layer: A key to immobilization of phosphorus in sediments amended with lanthanum modified bentonite (Phoslock®) [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, **325**: 49-58.
- [11] 李佳, 詹艳慧, 林建伟, 等. 镧改性沸石对太湖底泥-水系统中磷的固定作用[J]. *中国环境科学*, 2014, **34**(1): 161-169.
Li J, Zhan Y H, Lin J W, *et al.* Immobilization of phosphorus in Taihu Lake sediment-water systems by lanthanum-modified zeolite [J]. *China Environmental Science*, 2014, **34**(1): 161-169.
- [12] 李佳, 林建伟, 詹艳慧. 镧改性沸石活性覆盖控制重污染河道底泥溶解性磷酸盐和铵释放研究[J]. *环境科学*, 2013, **34**(11): 4266-4274.
Li J, Lin J W, Zhan Y H. Evaluation of in situ capping with lanthanum-modified zeolite to control phosphate and ammonium release from sediments in heavily polluted river [J]. *Environmental Science*, 2013, **34**(11): 4266-4274.
- [13] Gibbs M, Özkundakci D. Effects of a modified zeolite on P and N processes and fluxes across the lake sediment-water interface using core incubations[J]. *Hydrobiologia*, 2011, **661**(1): 21-35.
- [14] Gibbs M M, Hickey C W, Özkundakci D. Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations[J]. *Hydrobiologia*, 2011, **658**(1): 253-275.
- [15] Yin H B, Ren C, Li W. Introducing hydrate aluminum into porous thermally-treated calcium-rich attapulgite to enhance its phosphorus sorption capacity for sediment internal loading management [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, **348**: 704-712.
- [16] Yin H B, Kong M. Reduction of sediment internal P-loading from eutrophic lakes using thermally modified calcium-rich attapulgite-based thin-layer cap[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, **151**: 178-185.
- [17] Yin H B, Han M X, Tang W Y. Phosphorus sorption and supply from eutrophic lake sediment amended with thermally-treated calcium-rich attapulgite and a safety evaluation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, **285**: 671-678.
- [18] Wang C H, Bai L L, Jiang H L, *et al.* Algal bloom sedimentation induces variable control of lake eutrophication by phosphorus inactivating agents [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **557-558**: 479-488.
- [19] Wang C H, Gao S J, Pei Y S, *et al.* Use of drinking water treatment residuals to control the internal phosphorus loading from lake sediments: laboratory scale investigation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, **225**: 93-99.
- [20] Wang C H, Wu Y, Wang Y Q, *et al.* Lanthanum-modified drinking water treatment residue for initial rapid and long-term

- equilibrium phosphorus immobilization to control eutrophication [J]. *Water Research*, 2018, **137**: 173-183.
- [21] Guo X J, Lu J, Zhang L. Magnesium hydroxide with higher adsorption capacity for effective removal of Co(II) from aqueous solutions [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2013, **44**(4): 630-636.
- [22] El Bouraie M, Masoud A A. Adsorption of phosphate ions from aqueous solution by modified bentonite with magnesium hydroxide Mg(OH)₂ [J]. *Applied Clay Science*, 2017, **140**: 157-164.
- [23] Zhang Y, Guo X M, Wu F, *et al.* Mesocarbon microbead carbon-supported magnesium hydroxide nanoparticles: turning spent Li-ion battery anode into a highly efficient phosphate adsorbent for wastewater treatment [J]. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 2016, **8**(33): 21315-21325.
- [24] Lin J W, He S Q, Wang X X, *et al.* Removal of phosphate from aqueous solution by a novel Mg(OH)₂/ZrO₂ composite: adsorption behavior and mechanism [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2019, **561**: 301-314.
- [25] Song Y, Li J, Li Y N, *et al.* Enrichment and recovery of low-concentration REEs from water using synthesized eco-friendly sodium alginate/nano-Mg(OH)₂ composite beads [J]. *Surfaces and Interfaces*, 2019, **15**: 232-238.
- [26] 柴澍靖, 段梦姝, 宋达, 等. 一维氢氧化镁材料的制备研究 [J]. *应用化工*, 2019, **48**(2): 369-372.
- Chai S J, Duan M S, Song D, *et al.* Preparation of one-dimensional magnesium hydroxide materials [J]. *Applied Chemical Industry*, 2019, **48**(2): 369-372.
- [27] Hu F P, Wang M, Peng X M, *et al.* High-efficient adsorption of phosphates from water by hierarchical CuAl/biomass carbon fiber layered double hydroxide [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2018, **555**: 314-323.
- [28] Tran H N, You S J, Hosseini-Bandegharai A, *et al.* Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: a critical review [J]. *Water Research*, 2017, **120**: 88-116.
- [29] Urbano B F, Rivas B L, Martinez F, *et al.* Equilibrium and kinetic study of arsenic sorption by water-insoluble nanocomposite resin of poly [N-(4-vinylbenzyl)-N-methyl-D-glucamine]-montmorillonite [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, **193-194**: 21-30.
- [30] Jin X C, Wang S R, Pang Y, *et al.* Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China [J]. *Environmental Pollution*, 2006, **139**(2): 288-295.
- [31] Wang S R, Jin X C, Bu Q Y, *et al.* Effects of dissolved oxygen supply level on phosphorus release from lake sediments [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2008, **316**(1-3): 245-252.
- [32] Jiang X, Jin X C, Yao Y, *et al.* Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China [J]. *Water Research*, 2008, **42**(8-9): 2251-2259.
- [33] Chen M S, Ding S M, Liu L, *et al.* Kinetics of phosphorus release from sediments and its relationship with iron speciation influenced by the mussel (*Corbicula fluminea*) bioturbation [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, **542**: 833-840.
- [34] Chen M S, Ding S M, Chen X, *et al.* Mechanisms driving phosphorus release during algal blooms based on hourly changes in iron and phosphorus concentrations in sediments [J]. *Water Research*, 2018, **133**: 153-164.
- [35] Gu B W, Lee C G, Lee T G, *et al.* Evaluation of sediment capping with activated carbon and nonwoven fabric mat to interrupt nutrient release from lake sediments [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **599-600**: 413-421.
- [36] Yu J H, Ding S M, Zhong J C, *et al.* Evaluation of simulated dredging to control internal phosphorus release from sediments: Focused on phosphorus transfer and resupply across the sediment-water interface [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **592**: 662-673.
- [37] Lin J W, He S Q, Zhang H H, *et al.* Effect of zirconium-modified zeolite addition on phosphorus mobilization in sediments [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **646**: 144-157.
- [38] Jiang D M, Yang Y H, Huang C T, *et al.* Removal of the heavy metal ion nickel (II) via an adsorption method using flower globular magnesium hydroxide [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, **373**: 131-140.
- [39] Vafaeifard M, Ibrahim S, Wong K T, *et al.* Novel self-assembled 3D flower-like magnesium hydroxide coated granular polyurethane: Implication of its potential application for the removal of heavy metals [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, **216**: 495-503.
- [40] Wang K, Zhao J H, Li H Y, *et al.* Removal of cadmium (II) from aqueous solution by granular activated carbon supported magnesium hydroxide [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2016, **61**: 287-291.
- [41] Ding S M, Sun Q, Chen X, *et al.* Synergistic adsorption of phosphorus by iron in lanthanum modified bentonite (Phoslock®): new insight into sediment phosphorus immobilization [J]. *Water Research*, 2018, **134**: 32-43.
- [42] Cheng H M, Hua Z L. Effects of hydrodynamic disturbances and resuspension characteristics on the release of tetrabromobisphenol A from sediment [J]. *Environmental Pollution*, 2016, **219**: 785-793.
- [43] Cheng D D, Song J X, Zhao X T, *et al.* Effects of *Chironomid* larvae and *Limnodrilus hoffmeisteri* bioturbation on the distribution and flux of chromium at the sediment-water interface [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, **245**: 151-159.

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 Xiao-ling, <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 AO7 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)