

氯化铁改性沸石联合沉水植物修复富营养化水体模拟研究

刘金福^{1,2,3},代涛涛¹,李威^{1,3},陈楠^{1,3},胡淑芳^{1,3},刘宇天³,
楼倩¹,陈宇炜³,刘永²,钟家有¹

(1.江西省水利科学院 江西省鄱阳湖流域生态水利技术创新中心;江西省鄱阳湖水资源与环境重点实验室,南昌 330029;
2.北京大学 环境科学与工程学院,北京 100871;3.南昌工程学院 水利与生态工程学院,南昌 330099)

摘要:湖泊富营养化和蓝藻水华仍是未来相当长一段时间内的水生态环境问题,研发相应的防控技术必不可少.氯化铁改性沸石联合沉水植物修复技术对水体富营养化具有一定的改善作用.研究发现,添加氯化铁改性沸石后水体总磷、叶绿素 a 、浊度等指标均下降显著($p < 0.05$),对水质改善明显.总磷和可溶性磷分别自0.66和0.51 mg/L降至0.13和0.11 mg/L.叶绿素 a 自106.06 $\mu\text{g/L}$ 降至52.50 $\mu\text{g/L}$,之后对照组叶绿素 a 升至573.60 $\mu\text{g/L}$,而2个处理组均保持较低水平;藻类组成也发生改变,自蓝藻门种类为优势转变为绿藻门种类为优势,对照组浊度最高为126.40 NTU,而2个处理组始终保持在32.94 NTU以下.试验后期温度下降可能诱导细胞生长受限,引起对照组叶绿素 a 、浊度、氮磷营养盐的下降.通过联合沉水植物处理后各水质指标比单独使用氯化铁改性沸石更低,说明沉水植物和氯化铁改性沸石具有协同作用,联合使用能够弥补单一材料的不足.

关键词:富营养化;沉水植物;沸石;氯化铁

中图分类号:X524

文献标志码:A

受人类活动和全球气候变化等多种因素影响,湖泊富营养化和蓝藻水华仍是未来相当长一段时间内的水生态环境问题^[1-2].因此,水体富营养化治理和蓝藻水华防控技术的研发、应用是必不可少的.现有的富营养化和蓝藻水华防控方法主要基于营养盐控制和藻类水华应急处置.关于营养盐控制理论,目前有很充足的证据证明,控磷可以有效缓解湖泊水体富营养化^[3].吸附法因具有高效、经济和简便易行等优势,被广泛应用于富营养化水体磷治理中^[4-5].传统除磷吸附材料主要包括铝、铁、钙等金属盐类^[6],这些金属阳离子能与水体磷酸根结合,形成沉淀物质,如钙盐能和磷酸根形成磷灰石,从而将水体或沉积物活性磷转化为惰性磷^[7-8].YIN等^[9]研制出的镧改性热处理凹凸棒土,该材料对水体磷的吸附量达34.6 mg/L.此外,铁盐和铝盐因具有较强的絮凝能力,不仅可以通过絮凝作用将水体有机磷或颗粒态磷絮凝沉降到湖底,以降低水体总磷含量,还可以絮凝藻类和固体悬浮物,以改善水体光照条件^[10-12].沸石因其独特的结构、较高的空隙率、巨大的比表面积、较强的离子交换及吸附能力,且能对氮磷均有较好的吸附能力,常常被用于富营养化水体治理中^[13].但因天然沸石吸附效果有限^[14],常用铝、铁、钙等金属盐类进行改性,以提高其絮凝或吸附能力.

基于铝、铁、钙等金属盐类制成的吸附或絮凝材料虽然能有效降低水体磷含量,但这只是暂时将磷以较为稳定的形态封存在沉积物中,这种形态的磷在条件适宜的情况下还是有被释放的风险^[15].在浅水湖泊,水体扰动也会导致沉积物悬浮而引起磷释放.沉水植物不仅可以通过吸收、吸附、过滤和沉淀等作用净化水质,还可以通过对氮磷营养盐的竞争作用,抑制藻类的生长,达到改善水质的效果,因此常被用于富营养化水体

收稿日期:2022-05-16;**修回日期:**2022-07-08.

基金项目:国家自然科学基金(52260026);江西省科技厅重大科技研发专项“揭榜挂帅”制项目(20213AAG01012);江西省水利厅科技项目(202022YBK17;201922ZDKT04;202023ZDKT09);江西省重点研发计划(220203BBGL7328);江西省水利科学院江西省鄱阳湖水资源与环境重点实验室开放研究基金(2020GPSYS04).

作者简介:刘金福(1987-),男,江西上饶人,南昌工程学院讲师,博士,研究方向为水生态修复,E-mail:jfliu@nit.edu.cn.

通信作者:钟家有,E-mail:zjyou666@vip.163.com.

治理中^[16-17].此外,沉水植物还能抑制沉积物再悬浮,进而减少营养盐的释放.但受光照条件差、氮磷营养盐过高、水体缺氧等限制,沉水植物在藻类水华严重的富营养化水体中很难存活^[18].

综合考虑吸附剂或絮凝剂和沉水植物在富营养化水体治理中的各自的优势和不足,本研究采用氯化铁改性黏土和沉水植物结合的方法,借助氯化铁改性沸石絮凝和吸附作用可创造有利于沉水植物存活生长的条件,以期保持长期稳定且水质良好.

1 材料与方 法

1.1 试验材料

本研究使用的氯化铁为分析纯,购自中国国药集团化学试剂有限公司.沸石购自浙江省缙云县中牧沸石粉有限公司,沸石的主要成分为斜发沸石和丝光沸石,其质量分数分别为 52% 和 16%.将 4.5 kg 沸石粉末(300 目)倒入圆盘造粒机(圆盘造粒机产自青岛),再加入 1 L 质量浓度为 500 g/L 的无水氯化铁溶液.将圆盘造粒机的转速设置为 7 200 r/min,造粒时间为 2 min.造粒结束后,在 60 °C 恒温烘箱中烘干,并用不锈钢筛子对不同粒径进行筛选,得到不同粒径的氯化铁改性沸石材料.预实验发现粒径为 1~2 mm 的氯化铁改性沸石材料絮凝效果或对磷的吸附效果最佳.因此,本研究也将采用粒径为 1~2 mm 的氯化铁改性沸石材料进行实验.

伊乐藻(*Elodea nuttallii*)采自赣抚平原六干渠南昌工程院校内河段(28°41'28.14''N,116°1'26.48''E),采集后在实验预培养 30 d,选取生长良好的植株,修剪顶端 10 cm 作为备用苗种.试验前用晾晒过的自来水和去离子水轻轻洗去表面泥沙和附着物.

1.2 模拟实验设置

本研究在聚乙烯塑料桶中进行,塑料桶直径为 0.6 m,高 0.8 m.塑料桶放置在江西省九江市共青城市鄱阳湖模型试验研究基地实验大厅中进行,该大厅长 180 m,宽 110 m,高 21 m.大厅用玻璃封顶,能够保证实验所需的光照和温度条件.塑料桶底部装有 20 cm 厚的沉积物,再向实验桶中加满来自鄱阳湖的湖水,水的体积约 160 L.沉积物和自然水体均采自鄱阳湖模型实验研究基地附近水域,沉积物有机物质量分数为 5.22%,总氮和总磷的质量比分别为 1.35 mg/g 和 0.91 mg/g.因水体营养盐质量浓度和蓝藻生物量均较低,向实验桶中加入适量的氮磷.实验桶静置 7 d,等叶绿素 *a* 质量浓度达到约 100 μg/L 时进行后续实验,此时,总磷、总氮、浊度分别约为 0.66 mg/L,1.53 mg/L 和 17.41 NTU.

实验设计 1 个对照组,2 个处理组,对照组不做任何处理,处理组分别为添加氯化铁改性沸石,氯化铁改性沸石联合沉水植物组,每组实验设置 3 个平行.室内控制实验结果表明(未发表),当氯化铁改性沸石的添加量均为 1 g/L 对藻类的去除效果最佳,因此处理组氯化铁改性沸石的添加量均为 1 g/L,添加改性沸石后搅拌 1 min.氯化铁改性沸石联合沉水植物组除添加改性沸石外,每个实验桶还种植 50 株伊乐藻,具体种植方法参考文献[19-20].

1.3 样品采集和分析

本研究自 2021 年 9 月 14 日至 11 月 2 日进行.分别于 1,3,7,14,20,27,34,41,48 d 采集水样.利用便携式 pH 计(PHB-4,上海仪电科学仪器股份有限公司,中国)现场测定水温和 pH 值,利用便携式电导率仪(赛默飞世尔科技公司,美国)测定电导率.依据国家《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)对总氮、总磷、氨氮、可溶性磷酸盐含量的测定.采用浮游植物分类荧光仪(PHYTO-PAM-II,德国 WALZ 公司)测定水体中的叶绿素 *a* 的组成.PHYTO-PAM-II 利用 4 种不同波长的光源,采用电倍增管作为检测器,可对水样中的蓝藻、绿藻、硅藻、甲藻进行自动分类,并分别测定叶绿素 *a* 的含量.为保证数据的可靠性,以上所有指标均在采样后 24 h 内测定完毕.

1.4 统计分析

试验数据采用 SPSS18.0 软件分析,Origin 18 软件作图.水体各指标不同处理间的差异采用重复测量方差分析(rANOVA)进行.

2 结 果

2.1 理化性质变化

试验期间,水体初始温度为 $(30.21 \pm 0.39) ^\circ\text{C}$,试验第 14 d 水温最高,为 $(30.05 \pm 0.26) ^\circ\text{C}$;自第 20 d 起,水温开始快速下降直至试验结束,最低水温为 $(8.44 \pm 0.34) ^\circ\text{C}$;各处理组水温差异不显著($p > 0.05$)(图 1a).初始溶解氧为 $(12.73 \pm 1.02) \text{ mg/L}$,第 41 d 溶解氧最高,为 $(18.89 \pm 0.48) \text{ mg/L}$,之后溶解氧快速下降(图 1b).在实验前 20 d,处理组溶解氧均显著低于对照组($p < 0.05$),之后溶解氧差异较小直至试验结束.pH 值波动较大,与溶解氧类似,在试验前 27 d 对照组 pH 值显著高于处理组,之后 pH 值差异较小(图 1c).初始电导率为 $(101.35 \pm 2.55) (10^{-4} \text{ S} \cdot \text{m}^{-1})$,处理组电导率均显著高于对照组($p < 0.05$),其中联合添加氯化铁改性沸石和伊乐藻组电导率略低于单独添加氯化铁改性沸石组(图 1d).水体初始浊度为 $(20.18 \pm 2.05) \text{ NTU}$,在试验期间,浊度变化呈上升趋势直到试验结束,对照组的浊度最终浊度高达 $(126.40 \pm 23.12) \text{ NTU}$,单独添加氯化铁改性沸石组的浊度为 $(32.94 \pm 14.67) \text{ NTU}$,而联合添加氯化铁改性沸石和伊乐藻组的浊度仅为 $(23.86 \pm 7.61) \text{ NTU}$,对照组的浊度显著高于处理组($p < 0.05$)(图 1e).

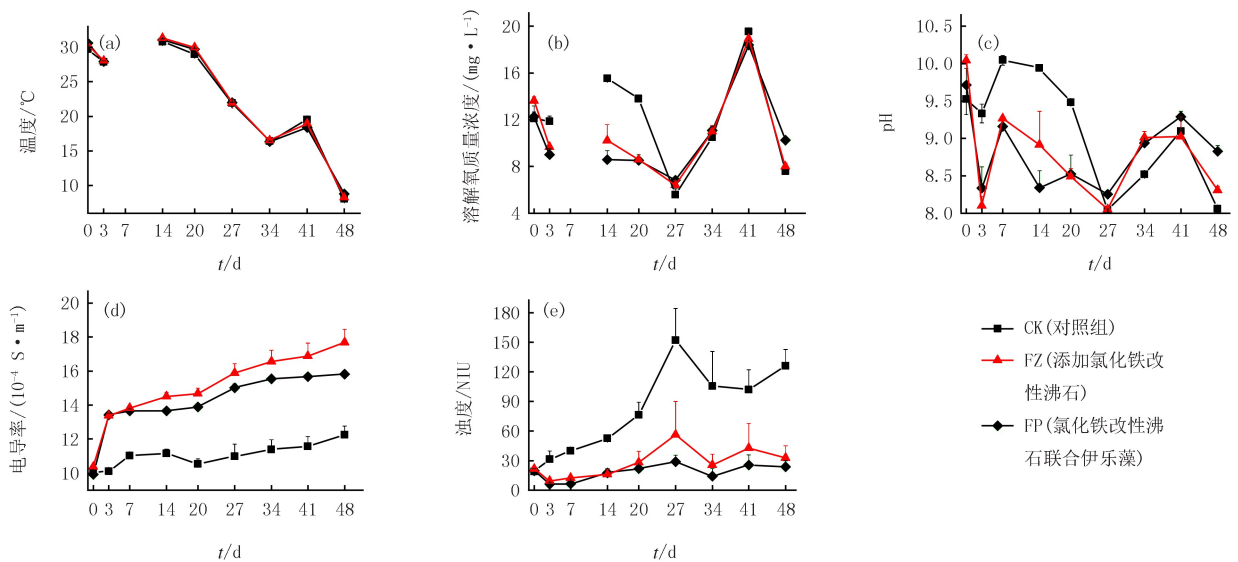


图1 水体温度、溶解氧、pH值、电导率和浊度变化

Fig.1 Changes in the water temperature, dissolved Oxygen, pH, conductivity and turbidity

2.2 营养盐变化

水体初始总磷质量浓度为 $(0.66 \pm 0.04) \text{ mg/L}$,添加氯化铁改性沸石后处理组总磷质量浓度均迅速降至约 0.13 mg/L ,即从劣 V 类水上升至 III 类水平(湖库 IV 类).试验期间,各处理组总磷质量浓度差异显著($p < 0.05$),由高到低为对照组,单独添加氯化铁改性沸石组,联合添加氯化铁改性沸石和沉水植物组(图 2a).水体初始可溶性磷质量浓度为 $(0.51 \pm 0.03) \text{ mg/L}$,添加氯化铁改性沸石后处理组可溶性磷质量浓度均迅速降至约 0.11 mg/L .试验期间,对照组和处理组的可溶性磷的质量浓度均呈下降趋势,到第 20 d,各对照组和处理组可溶性磷均维持较低水平,质量浓度约为 0.015 mg/L 直到实验结束(图 2b).

水体初始总氮质量浓度为 $(1.50 \pm 0.28) \text{ mg/L}$,试验期间,总氮质量浓度波动较大,其中对照组质量浓度显著高于 2 个处理组,且氯化铁改性沸石联合沉水植物组总氮质量浓度始终保持最低水平(图 2c).水体初始氨氮质量浓度为 $(0.12 \pm 0.01) \text{ mg/L}$,试验期间,氨氮质量浓度波动较大,总体表现为上升趋势.在试验前 14 d,对照组和处理组氨氮质量浓度差异较小,之后对照组氨氮质量浓度迅速上升,上升幅度显著高于处理组($p < 0.05$),其中氯化铁改性沸石联合沉水植物组氨氮质量浓度低于单独添加氯化铁改性沸石组(图 2d).

2.3 叶绿素 a 变化

叶绿素 a 初始质量浓度为 $(106.60 \pm 22.48) \mu\text{g/L}$,添加氯化铁改性沸石及种植伊乐藻后,处理组的叶绿

素 *a* 迅速降至约 $52.6 \mu\text{g/L}$ (图 3). 试验初期, 对照组叶绿素 *a* 质量浓度保持上升趋势, 到第 14 d 最高, 达到 $(573.60 \pm 66.61) \mu\text{g/L}$. 试验期间, 对照组叶绿素 *a* 质量浓度显著高于 2 个处理组, 且氯化铁改性沸石联合沉水植物组叶绿素 *a* 质量浓度低于单独添加氯化铁改性沸石组(图 3). 在叶绿素 *a* 组成方面, 蓝藻门色素质量浓度约占总叶绿素 *a* 质量浓度的 65%(图 4); 添加氯化铁改性沸石及种植伊乐藻后, 处理组的绿藻门色素质量浓度上升明显, 直到试验结束, 2 个处理组的绿藻门色素质量浓度之比均接近 90%, 说明 2 个处理组水体从以蓝藻门藻类为优势演替为以绿藻门藻类为优势, 而对照组则由蓝藻门为优势转变为蓝藻门, 硅藻/甲藻门共存.

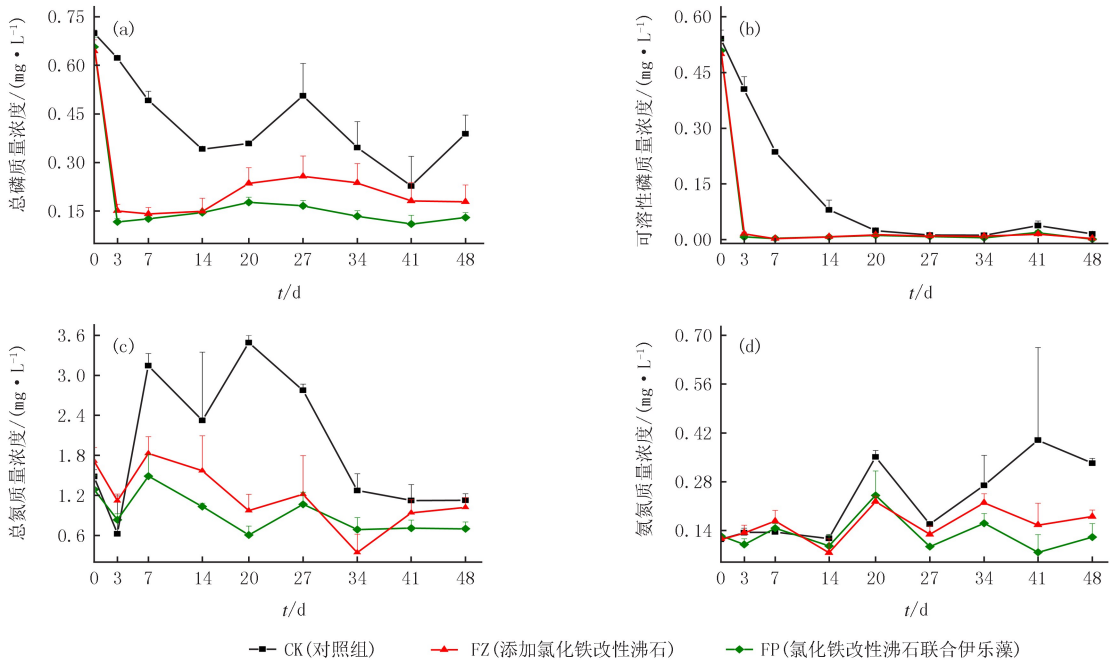


图2 水体总磷、可溶性磷、总氮和氨氮变化

Fig.2 Changes in the total phosphorus, orthophosphate phosphorus, total nitrogen, and ammonia nitrogen

3 讨论

沸石因其独特的结构、较高的空隙率、层电荷的异质性、巨大的比表面积、较强的离子交换及吸附能力, 常常被用于富营养化水体治理中, 但天然沸石对吸附能力有限, 研究者通过多种方法对其改性处理以提高其絮凝和吸附能力. 本研究发现, 添加氯化铁改性沸石后水体的氮磷质量浓度、浊度等水质指标显著低于对照组. 氯化铁改性沸石负载了大量的氯化铁, 具有良好的絮凝效果, 能够通过架桥网捕作用絮凝水体藻细胞和固体悬浮物^[21]. 在富营养化水体中, 尤其是发生藻类水华的水体, 大部分氮磷营养盐以有机磷形式富集在藻细胞中, 氯化铁对藻类的絮凝沉降作用显著降低水体中总氮总磷水平^[22]. 对于溶解性无机磷等小分子物质, 很难通过絮凝作用被去除, 但可以通过与氯化铁水解后的铁离子能够结合或通过螯合或配位体交换等作用被去除^[5,21-24], 本研究也发现添加氯化铁改性沸石后水体的可溶性磷显著下降. 此外, 添加的沸石成分也能吸附少量

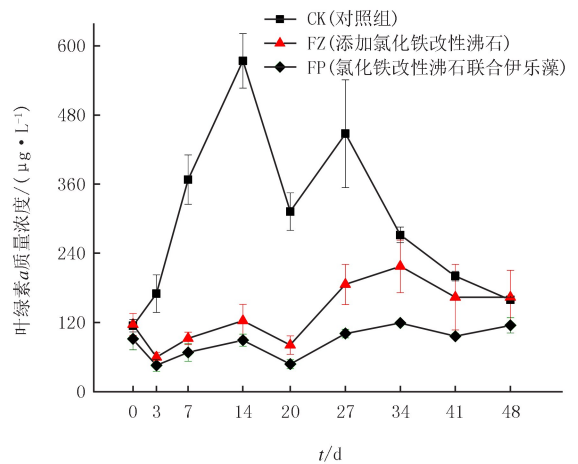


图3 水体叶绿素 *a* 变化

Fig.3 Changes in chlorophyll *a* concentrations

溶解性无机磷^[22]。

本研究中,添加氯化铁改性沸石后,水体的氨氮也得到了一定的去除.这主要是因为沸石具有丰富的孔道和阳离子交换吸附性能,且对氨氮有良好的选择吸附性^[25].在自然水体中,氨氮能与沸石的钙离子发生阳离子交换,被沸石吸附,以达到降低氨氮质量浓度的效果;而被置换出来的钙离子又能与磷酸根结合,形成磷灰石沉淀,达到同步去除氮磷的目的^[26].氨氮可以促进沸石对磷的吸附,在不含氨氮的水体中,沸石对可溶性磷的去除率仅约 40%;而在氨氮和可溶性磷共存的体系中,可溶性磷的去除率在 95% 以上^[26].pH 值也会影响沸石对磷的吸附,只有在 pH 值大于 7 的水体中,磷酸盐才会与钙离子形成羟基磷灰石沉淀^[27].添加氯化铁改性沸石后水体的 pH 值虽然有所下降,但都维持在 8 以上,对沸石释放的钙离子与磷酸盐反应影响较小.添加氯化铁改性沸石后,水体的电导率会显著增加,这与氯化铁的水解和沸石中的部分物质溶解有关。

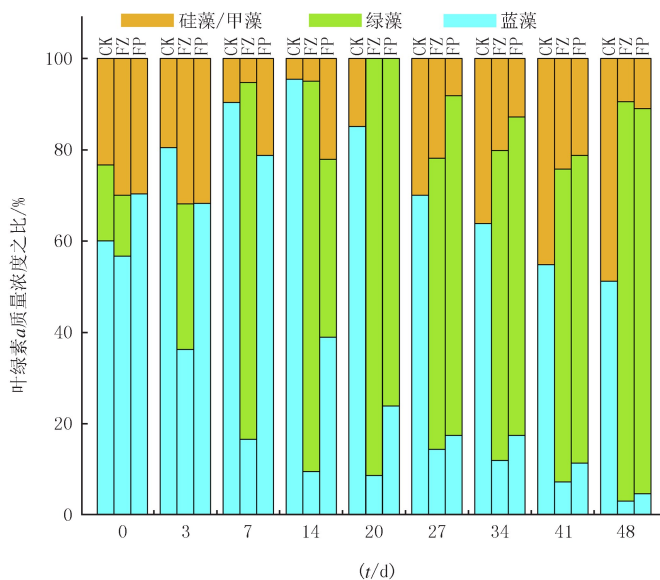
在试验期间,对照组和处理组的可溶性磷质量浓度和叶绿素 *a* 含量均呈下降趋势.磷是藻类生长的必须元素,藻类在增殖过程中会消耗大量的磷^[28];但当藻类衰亡后,又会将磷连同藻细胞一起沉降到沉积物表面,直到藻类分解后才被释放^[22].本研究中,对照组叶绿素 *a* 在第 14 d 最高,为 573.60 $\mu\text{g/L}$,因此水体大部分的可溶性磷被藻类吸收;到试验后期因温度和营养盐条件不足,藻类开始死亡沉降并将磷带到沉积物。

藻类群落结构特征是水质评价的重要指标^[29-30].本研究发现,添加氯化铁改性沸石或联合种植沉水植物后藻类群落结构从以蓝藻门为优势演替为以绿藻门为优势.氯化铁对不同的藻类絮凝效果差异较大,对群体絮凝效率优于丝状或单细胞藻类,因此对蓝藻门的絮凝效果更佳^[10].蓝藻门群体往往具有胶质被及其他胞外物质,这些物质能够促进絮凝作用进行^[31].PENG 等^[10]研究也发现,氯化铁和壳聚糖改性红壤对微囊藻和鱼腥藻的去除效果最好.此外,添加氯化铁改性沸石或联合种植沉水植物后引起水体营养盐质量浓度降低也会导致蓝藻门的种类生长受限及生物量下降。

相比于单独使用改性沸石处理可以有效降低水体总氮、总磷、叶绿素 *a* 及浊度等水质指标,采用改性沸石联合沉水植物处理对水质改善效果更好,水体浊度更低,且沉水植物能够长期稳定生长.这主要得益于氯化铁改性沸石能够在短期内快速降低水体中的氮磷等营养盐质量浓度,提高水体透明度,保证了沉水植物生长对光照和低营养盐的需求^[32].同时,沉水植物不仅可以通过吸收、吸附、过滤和沉淀等作用净化水质,还可以通过对氮磷等营养盐的竞争作用,抑制藻类的生长,达到改善水质的效果^[16-17].沉水植物还能抑制沉积物再悬浮以减少营养盐向上覆水释放,这也是氯化铁改性沸石联合沉水植物处理水体氮磷营养盐更低的原因。

4 结 语

添加氯化铁改性沸石能够降低富营养化水体叶绿素 *a*、浊度、总磷、磷酸盐,且通过将氯化铁改性沸石联合沉水植物处理富营养化水体后,水体中各项指标下降更显著.通过联合氯化铁改性沸石和沉水植物治理后的水体,水质总磷从劣 V 类水提升至 III 类水平(湖库 IV 类),藻类从以蓝藻门为优势转变为以绿藻门为优势,透明度也得到很大的改善,在试验期间水质始终保持良好.氯化铁改性沸石和沉水植物联合使用能够快速改善水质并达到长效修复的目的,对富营养化水体治理具有重要的参考价值。



CK: 对照组; FZ: 添加氯化铁改性沸石; FP: 氯化铁改性沸石联合伊乐藻。

图4 水体叶绿素 *a* 组成变化

Fig. 4 Changes in chlorophyll *a* structuration

参 考 文 献

- [1] 史小丽,杨瑾晟,陈开宁,等.湖泊蓝藻水华防控方法综述[J].湖泊科学,2022(2):349-375.
SHI X L, YANG J S, CHEN K N, et al. Review on the control and mitigation strategies of lake cyanobacterial blooms[J]. Journal of Lake Sciences, 2022(2):349-375.
- [2] 葛思敏,李雪,刘承友,等.清渭河许昌段表层沉积物中营养盐及重金属污染特征分析[J].河南师范大学学报(自然科学版),2021,49(2):107-117.
GE S M, LI X, LIU C Y, et al. Temporal and spatial changes in sediment nutrients and heavy metals of Qingyi River of Xuchang City[J]. Journal of Henan Normal University(Natural Science Edition), 2021, 49(2):107-117.
- [3] 王洪铸,王海军,李艳,等.湖泊富营养化治理:集中控磷,或氮磷皆控?[J].水生生物学报,2020,44(5):938-960.
WANG H Z, WANG H J, LI Y, et al. The control of lake eutrophication: focusing on phosphorus abatement, or reducing both phosphorus and nitrogen?[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2020, 44(5):938-960.
- [4] PARASANA N, SHAH M, UNNARKAT A. Recent advances in developing innovative sorbents for phosphorus removal—perspective and opportunities[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(26):38985-39016.
- [5] LIU R, CHI L, WANG X, et al. Review of metal(hydr) oxide and other adsorptive materials for phosphate removal from water[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2018, 6(4):5269-5286.
- [6] KIBUYE F A, ZAMYADI A, WERT E C. A critical review on operation and performance of source water control strategies for cyanobacterial blooms: part I—chemical control methods[J]. Harmful Algae, 2021, 109:102099.
- [7] MITROGIANNIS D, PSYCHOYOU M, BAZIOTIS I, et al. Removal of phosphate from aqueous solutions by adsorption onto Ca(OH)₂ treated natural clinoptilolite[J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 320:510-522.
- [8] WANG Q, LIAO Z, YAO D, et al. Phosphorus immobilization in water and sediment using iron-based materials: a review[J]. The Science of the Total Environment, 2021, 767:144246.
- [9] YIN H, 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] PENG L, LEI L M, XIAO L J, et al. Cyanobacterial removal by a red soil-based flocculant and its effect on zooplankton: an experiment with deep enclosures in a tropical reservoir in China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(30):30663-30674.
- [11] LUCENA-SILVA D, MOLOZZI J, SEVERIANO J D S, et al. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the "flock & sink" mitigation technique in semi-arid eutrophic waters[J]. Water Research, 2019, 159:262-273.
- [12] MIN L, ZHONGSHENG Z, ZHE L, et al. Removal of nitrogen and phosphorus pollutants from water by FeCl₃-impregnated biochar[J]. Ecological Engineering, 2020, 149:105792.
- [13] GU B W, HONG S H, LEE C G, et al. The feasibility of using bentonite, illite, and zeolite as capping materials to stabilize nutrients and interrupt their release from contaminated lake sediments[J]. Chemosphere, 2019, 219:217-226.
- [14] LIN J, ZHAN Y, ZHU Z. Evaluation of sediment capping with active barrier systems(ABS) using calcite/zeolite mixtures to simultaneously manage phosphorus and ammonium release[J]. The Science of the Total Environment, 2011, 409(3):638-646.
- [15] HAN C, DING S, YAO L, et al. Dynamics of phosphorus-iron-sulfur at the sediment-water interface influenced by algae blooms decomposition[J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 300:329-337.
- [16] 李冬林,王磊,丁晶晶,等.水生植物的生态功能和资源应用[J].湿地科学,2011(3):290-296.
LI D L, WANG L, DING J J, et al. Ecological functions and resource utilization of aquatic plants[J]. Wetland Science, 2011(3):290-296.
- [17] CARR G M. Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river[J]. Freshwater Biology, 2010, 39(3):525-536.
- [18] 汤鑫,曹特,倪乐意,等.改性粘土辅助沉水植物修复技术维持清水稳态的原位研究[J].湖泊科学,2013(1):16-22.
TANG X, CAO T, NI L Y, et al. In situ study on the maintenance of clear water by restoration of submersed macrophytes with the aid of modified soils[J]. Journal of Lake Sciences, 2013(1):16-22.
- [19] LI W, LI Y, NIE W, et al. *Bellamyia aeruginosa*(Reeve) promote the growth of *Elodea nuttallii*(Planch.) H. St John in high nutrient environment[J]. Journal of Freshwater Ecology, 2019, 34(1):81-89.
- [20] 李威,胡淑芳,陈楠,等.不同密度铜锈环棱螺对沉水植物生长和水质的影响[J].水资源保护,2022(3):198-204.
LI W, HU S F, CHEN N, et al. Effects of different densities of *Bellamyia aeruginosa* on growth of submerged macrophytes and water quality[J]. Water Resources Protection, 2022(3):198-204.
- [21] REN J, LI N, WEI H, et al. Efficient removal of phosphorus from turbid water using chemical sedimentation by FeCl₃ in conjunction with a starch-based flocculant[J]. Water Research, 2020, 170:115361.
- [22] 曹琳,刘煌,许国静,等.CMK+LMB联用修复富营养化水体研究[J].环境科学与技术,2021(6):91-97.
CAO L, LIU H, XU G J, et al. Study on the remediation of eutrophic water by CMK+LMB technology[J]. Environmental Science & Technology, 2021(6):91-97.

- [23] FU H, YANG Y, ZHU R, et al. Superior adsorption of phosphate by ferrihydrite-coated and lanthanum-decorated magnetite[J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2018, 530: 704-713.
- [24] ZHAN Y, YU Y, LIN J, et al. Simultaneous control of nitrogen and phosphorus release from sediments using iron-modified zeolite as capping and amendment materials[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 249: 109369.
- [25] 武旭源, 郑晓英, 郝瑞霞, 等. 天然沸石结构对合成分子筛吸附脱氮性能影响[J]. *中国环境科学*, 2021(7): 3193-3200.
WU X Y, ZHENG X Y, HAO R X, et al. Influence of natural zeolite structure on the adsorption and denitrification performance of synthetic molecular sieve[J]. *China Environmental Science*, 2021(7): 3193-3200.
- [26] LIN L, WAN C, LEE D J, et al. Ammonium assists orthophosphate removal from high-strength wastewaters by natural zeolite[J]. *Separation and Purification Technology*, 2014, 133: 351-356.
- [27] VANOTTI M B, SZOGI A A, HUNT P G. Extraction of soluble phosphorus from swine wastewater[J]. *Transactions of the ASAE*, 2003, 46(6): 1665.
- [28] CONLEY D J, LIKENS G E. Ecology. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus[J]. *Science*, 2009, 323(5917): 1014-1015.
- [29] PADISÁK J, BORICS G, GRIGORSZKY I, et al. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the water framework directive: the assemblage index[J]. *Hydrobiologia*, 2006, 553(1): 1-14.
- [30] REYNOLDS C S, HUSZAR V, KRUK C, et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton[J]. *Journal of Plankton Research*, 2002, 24(5): 417-428.
- [31] VERSPAGEN J M, VISSER P M, HUISMAN J. Aggregation with clay causes sedimentation of the buoyant cyanobacteria *Microcystis* spp.[J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2006, 44(2): 165-174.
- [32] 马帅, 张亚捷, 马慧颖, 等. 伊乐藻、苦草和菹草对硝氮与磷复合胁迫的响应[J]. *河南师范大学学报(自然科学版)*, 2010, 38(6): 142-144.
MA S, ZHANG Y J, MA H Y, et al. Responses of *Elodea nutt allii*, *Vallisneria natans* and *Potamogeton crispus* to Acute stress of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P} + \text{NO}_3\text{-N}$ [J]. *Journal of Henan Normal University(Natural Science Edition)*, 2010, 38(6): 142-144.

Simulation study on ferric chloride modified zeolite combined with submerged plant for the restoration of eutrophication

Liu Jinfu^{1,2,3}, Dai Taotao¹, Li Wei^{1,3}, Chen Nan^{1,3}, Hu Shufang^{1,3}, Liu Yutian³,
Lou Qian¹, Chen Yuwei³, Liu Yong², Zhong Jiayou¹

(1. Jiangxi Provincial Key Laboratory of Water Resources and Environment of Poyang Lake; Jiangxi Provincial Technology Innovation Center for Ecological Water Engineering in Poyang Lake Basin, Jiangxi Academy of Water Science and Engineering, Nanchang 330029, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China; 3. The School of Hydraulic & Ecological Engineering, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099, China)

Abstract: Eutrophication and cyanobacterial blooms have been aquatic ecology problems for a long time. It is urgent to develop effective technologies to prevent and control these problems. We studied the effect of zeolite modified by ferric chloride combined with submerged plants on water quality. The results showed that the total phosphorus, chlorophyll, turbidity, and other physical and chemical factors decreased significantly ($p < 0.05$) after applying ferric chloride modified zeolite. Total phosphorus and dissolved phosphorus decreased from 0.66 and 0.51 mg/L to 0.13 and 0.11 mg/L, respectively. Chlorophyll a decreased from 106.06 $\mu\text{g/L}$ to 52.50 $\mu\text{g/L}$, while in the control group increased to 573.60 $\mu\text{g/L}$, and two treatment groups remained low; and the species succession from cyanobacteria to green algae. The significant difference ($p < 0.05$) also was found in turbidity, which the highest in the control group reached 126.40 NTU, while the treatment groups remained consistently below 32.94 NTU. We also found total phosphorus, ammonia nitrogen, turbidity was much lower with submerged plant than that of ferric chloride modified zeolite alone. The results indicated the combination of modified zeolite and submerged plants could be an effective method to improve the water quality.

Keywords: eutrophication; submerged plant; ferric chloride; zeolite