

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2024.08.003

响应面法优化磁加载混凝处理疏浚余水实验研究

张玉明^{1,2}, 黄国平¹, 韩久春¹, 肖源廷², 徐得潜², 冯景伟²

(1. 安徽建工交通航务集团有限公司, 安徽 合肥 230022; 2. 合肥工业大学 土木与水利工程学院, 安徽 合肥 230009)

摘要:文章采用引江济淮工程疏浚泥浆抛泥区中的疏浚余水展开实验,探究 9 种混凝剂对疏浚余水的处理效果,使用响应面法优化磁加载混凝处理疏浚余水的工艺条件,分析该过程中有色溶解性有机物和氮磷质量浓度的变化规律。混凝剂筛选实验结果显示,以疏浚余水悬浮物(suspended solids,SS)去除率为评价指标时优选混凝剂为硫酸铝。响应面实验结果表明:硫酸铝投加量、搅拌 G 值、磁粉投加量对疏浚余水 SS 去除率的影响程度逐渐减弱,实验条件下最优工艺条件为磁粉、硫酸铝的投加量分别为 260、40 mg/L,搅拌 G 值 80 s^{-1} ;疏浚余水的有色溶解性有机物以黄腐酸类和腐殖酸类物质为主,磁加载硫酸铝混凝对两类物质有较大幅度的选择性去除;磁加载硫酸铝混凝可实现对高质量浓度疏浚余水(SS 质量浓度 $1\ 405\text{ mg/L}$)的 SS、Cr 元素化学需氧量(chemical oxygen demand,COD_{Cr})、氨氮、总磷达标排放,磁粉的投加显著提高了混凝去除 SS 的效率。该研究可为疏浚余水高效处理工艺的开发和应用提供参考。

关键词:疏浚余水;磁加载;混凝;响应面;悬浮物(SS)

中图分类号:X524

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2024)08-1021-08

Optimization of dredging residual water treatment by magnetic loading coagulation using response surface methodology

ZHANG Yuming^{1,2}, HUANG Guoping¹, HAN Jiuchun¹,
XIAO Yuanting², XU Deqian², FENG Jingwei²

(1. Anhui Construction Engineering Traffic and Shipping Group Co., Ltd., Hefei 230022, China; 2. School of Civil and Hydraulic Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

Abstract:In this paper, the dredging residual water in the dredging mud dumping area of the project to divert water from the Yangtze River to the Huaihe River is used to carry out experiments, exploring the treatment effect of nine kinds of coagulants on dredging residual water, optimizing the process conditions of magnetic loading coagulation treatment of dredging residual water by using response surface methodology, and analyzing the changes of colored dissolved organic matter and nitrogen and phosphorus concentrations during this process. The results of coagulant screening experiments show that aluminum sulfate is the best coagulant when the removal rate of suspended solids(SS) from dredging residual water is taken as the evaluation index. The response surface test results show that the aluminum sulfate dosage has the greatest effect on SS removal rate of dredging residual water, followed by stirring G value and magnetic powder dosage. The optimal process conditions under the experimental conditions are as follows: the magnetic powder is 260 mg/L, the aluminum sulfate is 40 mg/L, and the stirring G value is 80 s^{-1} . The colored dissolved organic matter in the dredging residual water is mainly fulvic acid and humic acid, which can be selectively removed by magnetic loading aluminum sulfate coagulation. Magnetic loading aluminum sulfate coagulation can achieve the standard discharge of SS, chemical oxygen demand(COD_{Cr}), ammonia nitrogen and total phosphorus in highly concentrated dredging residual water(SS mass concentration of $1\ 405\text{ mg/L}$), and the addition of magnetic powder

收稿日期:2023-06-09;修回日期:2023-08-15

基金项目:安徽省交通运输行业重点科技资助项目(2021-KJQD-021);引江济淮航运部分科研资助项目(2021-HY-07)

作者简介:张玉明(1977—),男,安徽舒城人,安徽建工交通航务集团有限公司高级工程师;

徐得潜(1960—),男,安徽青阳人,博士,合肥工业大学教授,硕士生导师,通信作者,E-mail:13505512990@163.com.

significantly improves the efficiency of removal of SS by coagulation. The research can provide reference for the development and application of efficient treatment technology of dredging residual water.

Key words: dredging residual water; magnetic loading; coagulation; response surface; suspended solids(SS)

底泥疏浚广泛应用于航道维护、水利工程清淤、环境整治等方面^[1-2],底泥疏浚工程通常采用吹填的方式将疏浚泥浆排入抛泥区,在抛泥区内采用自然沉降、真空预压、管袋法、投加混凝剂等方法实现泥水分离^[3-4],疏浚余水根据当地环保部门的要求进一步处理后达标排放至附近水体。河湖底泥疏浚过程中通常会产生产体积为 8~9 倍于原底泥的疏浚泥浆^[5],由于疏浚泥浆含水率一般在 90%以上,因此,疏浚余水的产生量巨大,如何对疏浚余水进行处理,防止其产生二次污染,逐渐受到广泛关注。疏浚余水是疏浚泥浆泥水分离的产物,疏浚余水的质量浓度随着疏浚过程的推进、抛泥区有效使用面积的减小而逐渐增大。疏浚余水中主要的污染物为悬浮物(suspended solids, SS),此 SS 颗粒细小、结构松散,其表面和内部附着持水能力很强的胞外聚合物,通常 SS 表面带负电,因此,由于静电斥力的作用导致 SS 可长时间保持悬浮颗粒态^[5]。已有的研究表明,疏浚余水的 SS 和 Cr 元素化学需氧量(chemical oxygen demand, COD_{Cr})、氨氮和总磷等指标有良好的相关性^[6],因此,去除疏浚余水中的 SS 也是其他水质指标达标的關鍵。

常用的疏浚余水处理方法主要是以沉淀为主的物理法和以混凝为主的物化法。疏浚余水处理方法的选择与余水处理的程度和工程现场场地面积相关,对于工程现场场地充足、疏浚余水处理程度要求不高时,选择自然沉淀法;对于工程现场场地面积受限,疏浚余水处理程度要求较高时,选择混凝法。在传统混凝法的基础上发展而来的磁混凝技术,在混凝工艺中加入磁粉,使之与混凝絮体结合,提高絮体的密实度,达到提高絮体沉降速度的目的,加入的磁粉可回收重复利用^[7]。然而,将磁混凝应用于疏浚余水处理方面的研究较少。磁粉的投加量、混凝搅拌强度、混凝剂投加量等因素均影响磁混凝工艺对疏浚余水的处理效果,因此对磁混凝工艺条件的优化十分必要。此外疏浚余水中的有色溶解性有机物(colored dissolved organic matter, CDOM)阻碍混凝药剂与悬浮胶体凝聚^[8],磁混凝过程中 CDOM 的去除特征也鲜见报道。

引江济淮工程(安徽段)巢湖疏浚航道总长

34.037 km,疏浚泥浆 571.1×10⁴ m³,抛泥区占地 1 913 亩。由于此工程抛泥区占地面积小,疏浚余水处理程度要求高,常规混凝沉淀方法难以在较短时间内实现 SS、有机物、氮磷等污染物的达标排放。本文旨在采用磁混凝工艺解决疏浚余水处理量大、处理要求高、场地受限情况下疏浚余水的快速处理问题。疏浚余水的处理和达标排放是疏浚工程作业顺利开展的重要一环,若疏浚余水不能稳定达标排放,疏浚工程作业将不能如期完成,导致工程工期延长,进而增加疏浚工程整体成本。相对于常规混凝工艺,虽然磁混凝工艺中磁捕集、磁分离和磁粉回收系统的设备投资增加,存在磁粉的流失问题,增加了处理能耗和成本,但磁混凝加快了絮凝体的沉降分离速率,提高了混凝沉淀装置的处理能力,同时降低了混凝剂投加量,节省了占地面积;研究表明,磁粉的回收率可达 98%以上^[7,9-11]。在疏浚工程工期紧张、场地面积受限、疏浚余水处理要求高的现实工程需求方面,磁混凝工艺具有明显的优势。

本研究以此工程为依托,采集疏浚泥浆抛泥区中不同位置的疏浚余水开展实验研究,进行混凝剂筛选并优化磁混凝工艺条件,分析 CDOM 的变化规律,对最优工艺条件处理后的疏浚余水进行水质指标测定,考察其达标排放的可行性,为引江济淮工程疏浚余水的经济高效处理提供依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料与仪器

引江济淮工程疏浚泥浆抛泥区内不同点位的疏浚余水水质指标见表 1 所列。

表 1 不同点位疏浚余水水质

样品 编号	$\rho(\text{SS})/(\text{mg/L})$	pH 值	$\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})/(\text{mg/L})$	$\rho(\text{氨氮})/(\text{mg/L})$	$\rho(\text{总磷})/(\text{mg/L})$
1	897	7.99	89	8.9	0.36
2	1 277	8.02	124	12.2	0.51
3	1 405	8.12	142	14.6	0.63

实验材料:磁粉、聚合氯化铝、聚合氯化铁、聚合硫酸铁、聚合硫酸硅铁、聚合硫酸铝铁、硫酸铝、硫酸铁、明矾、硫酸亚铁等,以上药剂均为分析纯。

实验仪器:YXQ-50SII 型高压蒸汽灭菌器(上

海博讯)、5B-1(F)型 COD 消解仪(连华科技)、UV5500PC 分光光度计(上海元析)、MY3000-6 四联搅拌机(潜江梅宇仪器)、SS-1Z 型悬浮物测定仪(上海海争)、F4600 荧光光谱仪(日立)。

1.2 实验方法

1.2.1 混凝剂种类筛选实验

1 号烧杯中加入 300 mL 的疏浚余水,然后投加混凝剂(30、60、120 mg/L),采用四联搅拌机分别进行快速(150 r/min)、中速(70 r/min)、慢速(30 r/min)搅拌 30、150、720 s,静沉 15 min 后测定上清液 SS 质量浓度。

1.2.2 磁加载混凝处理疏浚余水响应面实验

采用磁粉与优选的混凝剂(硫酸铝)开展响应面实验,使用 Design-Expert 软件进行实验设计见表 2 所列。2 号烧杯中加入 300 mL 的疏浚余水,再投加一定量的磁粉和硫酸铝,加入量见表 2 所列,按照表 2 中的搅拌 G 值搅拌 5 min,静置沉淀 8 min 后测定上清液 SS 质量浓度。

表 2 响应面实验设计因素水平表

水平	因素		
	磁粉投加量 A/(mg/L)	硫酸铝投加量 B/(mg/L)	搅拌 G 值 C/s ⁻¹
-1	100	15	45
0	200	30	9
1	400	45	18

1.2.3 高质量浓度疏浚余水处理实验

向 3 号烧杯中加入 300 mL 的疏浚余水,采用响应面法获得最佳实验条件,分别投加磁粉和硫酸铝,搅拌后在设定的时间取样,测定疏浚余水上清液的 COD_{Cr}、氨氮、总磷、SS 质量浓度。

1.3 分析方法

采用我国生态环境部推荐的指标测试方法进行 COD_{Cr}、氨氮、总磷的测定。使用悬浮物测定仪测试疏浚余水的 SS 质量浓度。采用荧光光谱仪开展疏浚余水中溶解性有机物的分析,使用 Origin 软件对各分区荧光强度进行积分计算^[8]。

2 结果与分析

2.1 混凝剂种类筛选实验结果与分析

本文依托引江济淮工程(安徽段)巢湖航道疏浚工程,该工程要求处理后的疏浚余水水质符合《污水综合排放标准》GB 8978—1996 中的一级标准,即 $\rho(\text{SS}) \leq 70 \text{ mg/L}$ 、 $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}}) \leq 100 \text{ mg/L}$ 、 $\rho(\text{氨氮}) \leq 15 \text{ mg/L}$ 、 $\rho(\text{总磷}) \leq 0.5 \text{ mg/L}$ 。对照

表 1 中引江济淮工程疏浚泥浆抛泥区内的疏浚余水水质指标,疏浚余水中主要的污染物为 SS,疏浚余水中 SS 较高时出现 COD_{Cr}、氨氮、总磷超标现象。文献^[12]表明,在河湖疏浚工程中由于采用的疏浚方法差异,产生的疏浚余水的水质特征也不尽相同,因此同种混凝剂对不同水质特征的疏浚余水中 SS 的混凝效果也存在差异。

混凝剂种类和投加量对疏浚余水 SS 质量浓度的影响如图 1 所示。图 1 中,混凝剂 1~9 分别为聚合氯化铝、聚合氯化铁、聚合硫酸铁、聚合硫酸硅铁、聚合硫酸铝铁、硫酸铝、硫酸铁、明矾、硫酸亚铁。

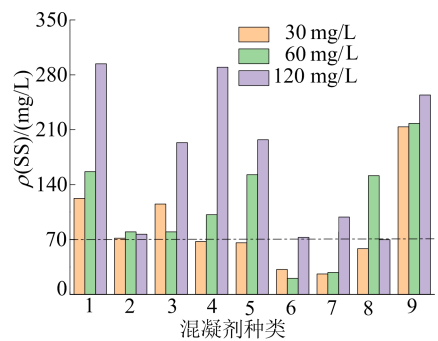


图 1 混凝剂种类和投加量对疏浚余水 SS 质量浓度的影响

从图 1 可以看出,硫酸铝、硫酸铁在低投加量(30 mg/L)时对疏浚余水中 SS 的去除效果最好,在高投加量(120 mg/L)时混凝效果较差,这主要是由于混凝剂投加量较大时导致脱稳胶粒电荷发生改变,或者胶粒表面被过量絮凝体包覆而发生“再稳”现象^[13]。明矾对 SS 的去除率随投加量增加而提高,主要是由于产生的 Al(OH)₃ 对胶粒形成了卷扫网捕,加速了絮凝体的沉淀。硫酸亚铁的水解产物仅为单核配合物,故对 SS 的去除始终较差^[14]。铝盐混凝剂的混凝机理主要是压缩胶体双电层、降低胶体表面电位,从而使胶体脱稳而凝聚^[15];同时铝盐水解也会生成 [Al(OH)₃]_n 配合物,能够吸附胶粒形成絮凝体^[13]。但当铝盐投加达到一定量后,会出现“再稳”现象,已脱稳的胶粒电荷发生改变或者胶粒被包覆而不能凝聚;继续增大投加量,则会产生 Al(OH)₃ 对胶粒进行卷扫和网捕^[16]。与铝盐类似,铁盐在水中易发生水解,硫酸铁水解产生的单核羟基铁离子以及 Fe(OH)₃,通过压缩双电层和吸附架桥作用实现对余水中胶体的混凝去除^[17]。

混凝剂投加量为 30 mg/L,余水 SS 质量浓度能够达到《污水综合排放标准》GB 8978—1996 一

级标准($\rho(\text{SS}) \leq 70 \text{ mg/L}$)的混凝剂种类有:硫酸铝、聚合硫酸铝铁、聚合硫酸硅铁和硫酸铁;混凝剂投加量为 120 mg/L , SS 质量浓度能够达到此标准的混凝剂种类只有明矾。混凝剂投加量从 30 mg/L 增加到 120 mg/L 时,普遍存在处理后的疏浚余水 SS 质量浓度升高的现象,因此混凝剂投加量优选 30 mg/L 。鉴于铁盐混凝剂较强的腐蚀性和易导致色度升高的缺点,选择硫酸铝开展后续磁加载混凝处理疏浚余水实验。

2.2 磁加载混凝响应面结果与分析

当疏浚余水 SS 质量浓度从 897 mg/L (1号疏浚余水)增加到 $1\ 277 \text{ mg/L}$ (2号疏浚余水)时,投加 30 mg/L 硫酸铝静沉 15 min 后上清液 SS 质量浓度(136 mg/L)不能达到《污水综合排放标准》GB 8978—1996 中的一级标准($\rho(\text{SS}) \leq 70 \text{ mg/L}$),因此,采用磁加载硫酸铝混凝的方法进行较高 SS 质量浓度疏浚余水的处理,并进行工艺条件优化。

2.2.1 模型方差分析

实验结果采用 Expert Design 进行分析,得到 SS 去除率 Y 关于磁粉投加量 A 、硫酸铝投加量 B 和搅拌 G 值 C 的回归方程为:

$$Y = 88.62 + 2.68A + 15.93B - 6.28C - 2.73AB - 0.36AC + 1.16BC - 3.53A^2 - 9.90B^2 - 6.41C^2 \quad (1)$$

响应面模型方差分析结果见表 3 所列。

表 3 响应面模型方差分析

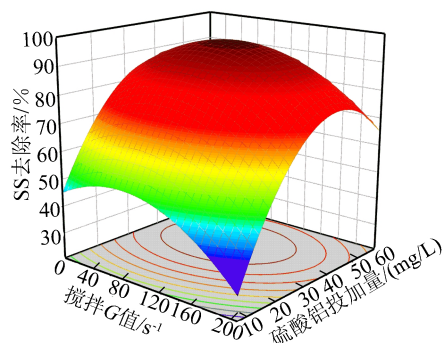
项目	平方和	自由度	均方	F 值	P 值
模型	3 463.55	9	384.84	38.14	< 0.000 1
A	38.82	1	38.82	3.85	0.090 6
B	1 052.17	1	1 052.17	104.29	< 0.000 1
C	355.80	1	355.80	35.27	0.000 6
AB	15.15	1	15.15	1.50	0.260 1
AC	0.67	1	0.67	0.07	0.804 2
BC	6.26	1	6.26	0.62	0.456 6
A ²	35.34	1	35.34	3.50	0.103 4
B ²	331.22	1	331.22	32.83	0.000 7
C ²	97.59	1	97.59	9.67	0.017 1
残差	70.62	7	10.09		
失拟项	70.58	3	23.53	2 038.12	< 0.000 1
纯误差	0.046	4	0.012		

$P < 0.000\ 1$ 说明回归模型的适应性好且具有显著性。表征模型拟合效果的决定系数为 98.00% , 表明模型的相关性好。根据 F 值的大小可知条件要素对 SS 去除率影响程度由强到弱依次为:硫酸铝投加量、搅拌 G 值、磁粉投加量。

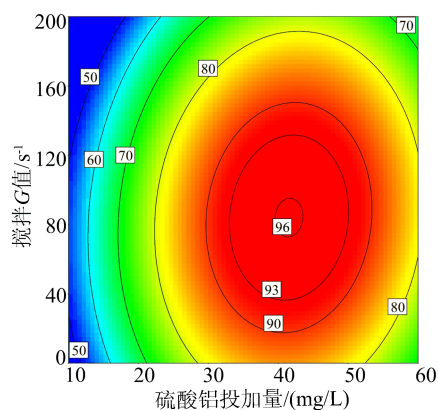
2.2.2 响应面分析

硫酸铝投加量、搅拌 G 值、磁粉投加量对 SS

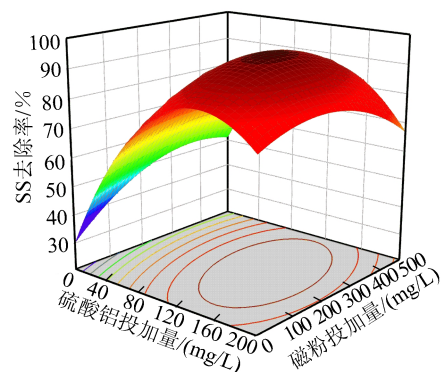
去除率的影响如图 2 所示。



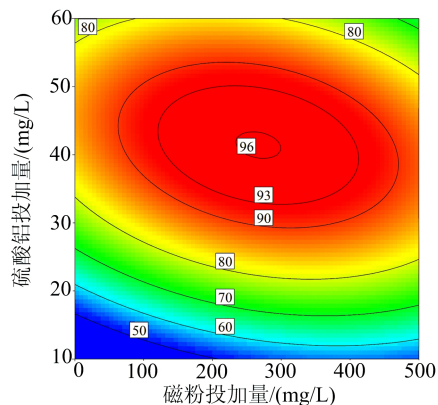
(a) 硫酸铝投加量与搅拌 G 值交互作用响应面图



(b) 硫酸铝投加量、搅拌 G 值对 SS 去除率的影响等高线图



(c) 硫酸铝投加量与磁粉投加量交互作用响应面图



(d) 硫酸铝投加量、磁粉剂量对 SS 去除率的影响等高线图

图 2 硫酸铝投加量、搅拌 G 值、磁粉投加量对 SS 去除率的影响

相同搅拌 G 值条件下,混凝剂的投加量对疏浚余水 SS 去除率影响明显,随着硫酸铝投加量的增大 SS 去除率先增后减(图 2a、图 2b),硫酸铝最佳投加量为 40 mg/L。硫酸铝在水中易生成 $[\text{Al}_6(\text{OH})_{14}]^{4+}$ 、 $[\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}]^{5+}$ 等高价离子,以电中和、络合吸附原理去除 SS。硫酸铝投加量过低时生成的高价离子数量较少,混凝效果不佳,投加量过大时易导致胶体“再稳”^[10,13],进而影响混凝效果。

硫酸铝投加量为 40 mg/L 时,随着搅拌 G 值的增大,SS 去除率呈现先增大后减少的趋势(图 2a和图 2b)。当搅拌 G 值为 80 s^{-1} 时,SS 去除率达到最大;当搅拌 G 值大于 80 s^{-1} 时,SS 去除率随着搅拌 G 值的增大而减小。 G 值常用来表征混凝搅拌程度,GT 值则间接表示混凝时间内颗粒碰撞的总次数,其值一般应控制在 $10^4 \sim 10^5$ 之间为宜^[18]。

本研究中实验设置的搅拌 G 值分别为 45、90、180 s^{-1} ,GT 值分别为 1.4×10^4 、 2.7×10^4 、 5.4×10^4 ,可见本研究中的 GT 值控制在合理区间。适宜的搅拌 G 值可有效促进磁粉和混凝剂共同作用,实现 SS 的快速去除。

磁粉可作为介质促进具有更大密度、尺寸可沉降絮凝体的形成,混凝过程中磁粉的投加使得颗粒间的平均距离缩短,碰撞频率较高,可获得更高的 SS 去除率^[7]。疏浚余水中有机物的芳香族/脂肪族羧基或羟基可通过氢键、配体交换表面络合与磁粉的 $\text{Fe}-\text{OH}/\text{Fe}-\text{OH}^+$ 发生反应,降低水中有机物含量^[19],这在一定程度上也有助于提高 SS 的去除率。本实验优选硫酸铝为混凝剂,可溶性有机物与铝离子的化学相互作用是一个重要的 SS 去除机制;混凝过程中铝离子吸附在磁粉表面的活性位点,形成的磁粉-铝-羟基复合物具有良好的吸附架桥能力,促进了絮体的长大和沉降^[20]。

从图 2c、图 2d 可以看出,硫酸铝投加量固定时随着磁粉投加量的增大,SS 去除率出现先增大后减少的趋势,疏浚余水中加入磁粉和硫酸铝絮凝剂后,水中胶体物质与絮凝剂的碰撞几率增大,加快了絮体形成速度^[21],使得絮体成为比重大、沉降快的磁性复合体^[22];同时,磁粉与 SS 还会发生物理吸附作用,有助于提高 SS 去除率,随着磁粉投加量的增大,此种作用增强,因此提高了 SS 的去除率。

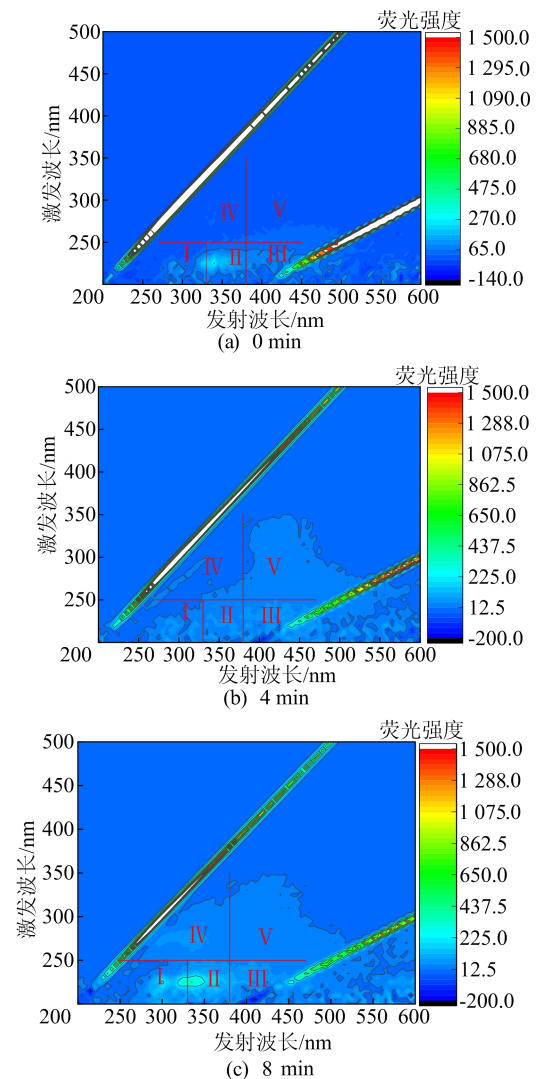
当磁粉投加量增大到一定程度时,絮体表面

吸附的磁粉已经达到饱和,胶体之间形成静电屏障,从而抑制了絮凝体核心的静磁吸引力,导致混凝效果不佳。磁粉过量投加时,水中颗粒之间会产生排斥作用,絮体的稳定性受影响^[23]。综上所述,磁粉可作为悬浮颗粒吸附剂与混凝剂结合形成密度、尺寸较大的磁性絮凝体,磁粉在混凝过程中的多重作用显著促进了 SS 的去除^[20]。

响应面法获得的最优磁加载混凝工艺条件为:磁粉投加量 260 mg/L,硫酸铝投加量 40 mg/L,搅拌 G 值 80 s^{-1} ,此时 SS 去除率为 96%,上清液 SS 值为 51 mg/L;SS 质量浓度满足《污水综合排放标准》GB 8978—1996 中一级标准要求, ($\rho(\text{SS}) \leq 70 \text{ mg/L}$)。

2.3 三维荧光光谱结果分析

为了定量疏浚余水中上述 5 大类 CDOM 的组成和磁混凝对 CDOM 的去除特征,采用荧光区域积分技术对疏浚余水磁混凝处理前、后的三维荧光光谱进行分析,结果如图 3 所示。



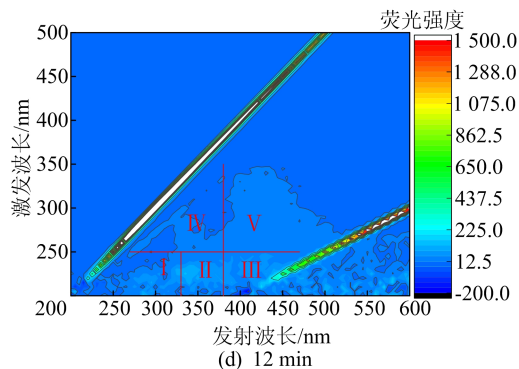


图3 三维荧光光谱图

使用 Origin 软件对上述 5 个区域进行体积分并标准化,以反映 CDOM 中芳香族蛋白(I 区)、芳香族蛋白 II(II 区)、黄腐酸类(III 区)、可溶性微生物副产物类(IV 区)和腐殖酸类(V 区)的相对质量浓度,计算结果见表 4 所列。

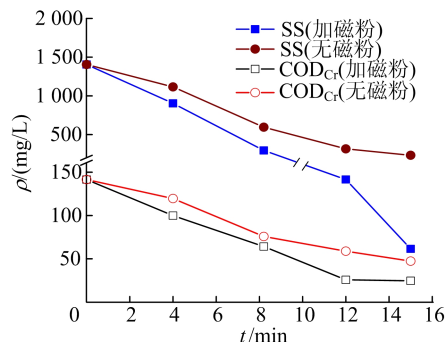
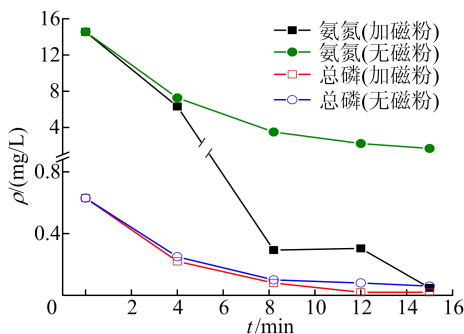
表 4 沉淀时间对荧光指数和各区荧光强度贡献率的影响

t/ min	光谱指数			贡献率/%				
	荧光	生物	腐殖化	I 区	II 区	III 区	IV 区	V 区
0	1.234	0.952	0.633	3.3	7.4	38.3	6.8	44.2
4	1.501	0.857	0.671	2.5	5.2	37.5	6.4	48.4
8	1.257	1.101	0.483	9.6	14.8	27.9	11.3	36.4
12	1.438	0.913	0.630	3.1	7.0	36.3	6.8	46.8

由表 4 可知,余水原水中各分区总荧光强度的贡献率分别为 3.3%、7.4%、38.3%、6.8%、44.2%,其中 III 区和 V 区的荧光强度贡献率占比达 82.5%,说明黄腐酸类和腐殖酸类为疏浚余水中 CDOM 的主要组分。当磁混凝处理时间分别为 4、8、12 min 时,总荧光强度大小分别下降了 46.8%、40.9%、41.9%,III 区荧光强度分别下降了 47.9%、57.0%、45.0%和 V 区荧光强度分别下降了 41.7%、51.3%、38.5%,表明磁混凝显著降低疏浚余水中 CDOM 总质量浓度,且黄腐酸类和腐殖酸类物质的去除最为明显,说明磁加载混凝对有机物类型的去除具有一定的选择性。经计算疏浚余水原样的荧光指数值小于 1.4,生物指数值介于 0.8~1.0 之间,说明疏浚余水的 CDOM 中腐殖质以陆源输入为主,生物来源为次;腐殖化指数值小于 3,表明 CDOM 的腐殖质化程度较弱^[8]。I 区和 II 区的荧光强度值在 8 min 时分别为原疏浚余水的 1.7 倍和 1.2 倍,这可能是由于混凝剂中的金属离子与疏浚余水中的物质形成了刚性和共平面性较强的配位化合物,进而增强其荧光强度值^[24]。

2.4 高质量浓度疏浚余水处理效果分析

引江济淮工程疏浚泥浆抛泥区内疏浚余水在工程后期某些采样点位的 SS 可达 1 400 mg/L 左右,此时疏浚余水的 SS、COD_{Cr} 和总磷同时出现超标现象,磁加载混凝与混凝处理高质量浓度疏浚余水效果对比如图 4 所示。从图 4 可以看出,投加磁粉时不同时刻疏浚余水 SS 质量浓度均低于未投加磁粉的情况,磁加载硫酸铝混凝对疏浚余水 SS 的去除效果明显优于硫酸铝混凝法。静沉 15 min 时磁加载硫酸铝混凝处理后余水的 SS 质量浓度达标,而单独投加硫酸铝混凝剂处理后 SS 质量浓度为 233 mg/L,不能达到《污水综合排放标准》GB 8978—1996 中的一级标准($\rho(\text{SS}) \leq 70 \text{ mg/L}$,主要是由于与磁粉结合形成的紧密絮体沉降性能更佳^[19];磁粉还缩短了粒子与粒子间的距离,增加了颗粒碰撞的频率,加快了絮体的形成^[25]。

(a) SS、COD_{Cr} 质量浓度变化

(b) 氨氮、总磷质量浓度变化

图 4 磁加载混凝与混凝处理高质量浓度疏浚余水效果对比

15 min 时经磁加载混凝处理的疏浚余水水质符合《污水综合排放标准》GB 8978—1996 中的一级标准。疏浚余水的 COD_{Cr} 由非溶解性 COD_{Cr} 和溶解性 COD_{Cr} 构成,其中,非溶解性 COD_{Cr} 与 SS 质量浓度呈正相关关系,本实验中 SS 的高效去除则说明非溶解性 COD_{Cr} 的高效去除;由三维荧光光谱结果可知,磁混凝时疏浚余水中黄腐酸

类和腐殖酸类 CDOM 得到了较大幅度去除, CDOM 是溶解性 COD_{Cr} 指标的主要贡献者, 因此, 磁加载混凝后疏浚余水溶解性 COD_{Cr} 也大幅度降低。磁加载混凝对氨氮的去除效果显著优于未加磁粉时, 氨氮的去除主要归因于磁加载混凝过程中所形成的磁粉-铝-羟基复合体对氨氮的吸附作用^[20]。磁加载硫酸铝混凝和单独硫酸铝混凝对余水中磷的去除效果均较佳, 磷的去除主要是通过硫酸铝水解和缩聚反应过程中产生的铝离子、带正电的单核和多核羟基配合物、带正电的氢氧化铝胶体以及投加的磁粉; 铝离子与水中磷结合为溶解度较小的沉淀物, 单核和多核羟基配合物、氢氧化铝胶体通过静电引力和吸附作用去除磷^[26], 磁粉的投加主要是吸附水中的有机磷和正磷酸盐^[24], 进而提高溶解性总磷的去除率。

3 结 论

本文采集引江济淮工程疏浚泥浆抛泥区内的疏浚余水开展实验, 结果表明, 疏浚余水中主要的污染物为 SS, 不同种类混凝剂对疏浚余水中 SS 的混凝效果差异较大, 硫酸铝对本文中疏浚余水 SS 的去除效果较好。磁加载硫酸铝混凝处理疏浚余水响应面实验结果表明, 所建立的响应面回归模型拟合效果好、相关性好、实验误差较小, 实验条件因素对 SS 去除率影响程度最大的是硫酸铝投加量, 最优磁混凝工艺条件为: 磁粉投加量 260 mg/L, 硫酸铝投加量 40 mg/L, 搅拌 G 值 80 s⁻¹。

疏浚余水 CDOM 中芳香族蛋白、芳香族蛋白 II、黄腐酸类、可溶性微生物副产物类和腐殖酸类物质对总荧光强度的贡献率分别为 3.3%、7.4%、38.3%、6.8%、44.2%, 黄腐酸类和腐殖酸类为疏浚余水中 CDOM 的主要组分。磁加载硫酸铝混凝对疏浚余水中有机物的去除具有一定的选择性, 主要去除的是黄腐酸类和腐殖酸类物质。

高浓度疏浚余水(SS 的初始质量浓度大小为 1 405 mg/L) 经磁加载硫酸铝混凝后可实现 SS、COD_{Cr}、氨氮、总磷达标排放(《污水综合排放标准》GB 8978—1996 一级标准), 同等条件下单独投加硫酸铝混凝剂时 SS 未达标, 投加磁粉显著提高了混凝对疏浚余水中 SS 的去除率。

【参 考 文 献】

[1] 杨盼, 杨春晖, 马鑫雨, 等. 巢湖南淝河河口底泥污染特征及

- 疏浚决策[J]. 环境科学, 2021, 42(2): 712-722.
- [2] 罗志强, 王德咏. 瓦埠湖航道环保疏浚及疏浚土资源化处理技术[J]. 中国水运, 2022(1): 124-126.
- [3] 王东星, 唐弈锴, 伍林峰. 疏浚淤泥化学絮凝-真空预压深度脱水效果评价[J]. 岩土力学, 2020, 41(12): 3929-3938.
- [4] 马广翔, 刘帅, 刘红燕, 等. 环保疏浚联合土工管袋工艺在重金属污染底泥处理中的应用[J]. 环境工程学报, 2021, 15(11): 3773-3780.
- [5] 朱伟, 许小格, 侯豪, 等. 水库环保疏浚及板框脱水工程中余水水质及变化规律[J]. 湖泊科学, 2022, 34(2): 468-477.
- [6] 霍守亮, 荆一凤, 席北斗, 等. 环保疏浚堆场余水处理生产性试验研究[J]. 环境科学研究, 2007, 20(1): 75-79.
- [7] 张淳, 徐东耀, 康赛, 等. 磁混凝预处理小城镇混合污水的效能与混凝机制研究[J]. 环境科学学报, 2022, 42(7): 268-278.
- [8] 沈烁, 王育来, 杨长明, 等. 南淝河不同排口表层沉积物 DOM 光谱特征[J]. 中国环境科学, 2014, 34(9): 2351-2361.
- [9] 彭欣苓, 王晓明. MSS 型磁种回收设备的应用研究[J]. 中国资源综合利用, 2018, 36(10): 180-183.
- [10] 黄开. 磁加载沉淀-磁过滤在混合市政污水深度处理工程中的应用[J]. 给水排水, 2019, 55(6): 35-39.
- [11] 郑利兵, 焦赞仪, 陈梅雪, 等. 磁混凝工艺处理市政废水中的污染物去除特征研究[J]. 环境科学学报, 2020, 40(6): 2118-2127.
- [12] PROKOPOVA M, NOVOTNA K, PIVOKONSKA L, et al. Coagulation of polyvinyl chloride microplastics by ferric and aluminium sulphate: optimisation of reaction conditions and removal mechanisms[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(6): 106465.
- [13] SMOTRAIEV R, NEHRII A, KOLTISOVA E, et al. Comparison of wastewater coagulation efficiency of pre-polymerised zirconium and traditional aluminium coagulants[J]. Journal of Water Process Engineering, 2022, 47: 102827.
- [14] 袁文璟, 唐利, 何圣兵. 二次通用旋转组合设计下磁絮凝工艺处理河道水效果[J]. 中国给水排水, 2021, 37(3): 92-98.
- [15] YU J, XU H, WANG D, et al. Variations in NOM during flocculation: effect of typical Al-based coagulants and different particle sizes[J]. Water Research, 2022, 218: 118486.
- [16] KONG Y, MA Y, DING L, et al. Coagulation behaviors of aluminum salts towards humic acid: detailed analysis of aluminum speciation and transformation[J]. Separation and Purification Technology, 2021, 259: 118137.
- [17] LIU X, GRAHAM N, LIU T, et al. A comparison of the coagulation performance of PAFC and FeSO₄ for the treatment of leach liquor from Stevia processing[J]. Separation and Purification Technology, 2021, 255: 117680.
- [18] NAKAZAWA Y, MATSUI Y, HANAMURA Y, et al. Minimizing residual black particles in sand filtrate when applying super-fine powdered activated carbon: coagulants and coagulation conditions[J]. Water Research, 2018, 147: 311-320.

年,数据采集处理效率良好,证明了系统的可行性以及有效性。



图 7 可视化监听模块效果展示图

4 结 论

本文提出的基于 OPC UA 的分布式数据采集处理系统软件端架构与互联网微服务架构较类似,易于将各类互联网微服务架构中各类优势技术与工具融合。考虑到数据采集处理系统不是完整意义上的全工厂智能制造系统,本文系统未引入微服务架构中的各类技术,如后续扩充系统功能,可将各类互联网成果转换运用。例如采用统一的网关服务管理所有前端请求或外部请求,作为暴露服务的唯一出口,所有 API 请求优先进入网关服务,通过微服务网关实现用户验证、访问权限控制、过滤拦截、限流、熔断等功能^[9];增加各类辅助性基础服务(文件、消息、字典服务等),通过更多精细化服务使整个系统更加细致高效。在微服务构建的系统内部,采用注册中心和配置中心(如 Nacos)实现服务注册、服务发现和 API 负载均衡等。

现代制造业智能化、信息化需要与互联网的发展相互借鉴,在智能制造设计的全过程中,立足本身特点,合理运用互联网各项先进技术,将为智能制造系统发展注入新的动力。

[参 考 文 献]

- [1] 周小雯,杨磊,袁明锋. 基于 ERP 和 MES 平台协同的智慧云排产方法研究[J]. 中国仪器仪表, 2021(8): 33-38.
- [2] 葛宁. 基于 OPC UA 的智能车间数据采集与监控系统[D]. 大连: 大连理工大学, 2021.
- [3] 禹鑫焱,殷慧武,施甜峰,等. 基于 OPC UA 的工业设备数据采集系统[J]. 计算机科学, 2020, 47(2): 609-614.
- [4] HAN Y J, HU Y M, WANG Y Q, et al. Research and application of information model of a lithium Ion battery intelligent manufacturing workshop based on OPC UA[J]. Batteries, 2020, 6(4): 52.
- [5] 李玉敏. PROFINET 技术在工业数字化转型中的应用探讨[J]. 电气时代, 2022(3): 6-10.
- [6] 陈志达. 基于 Kubernetes 和 Docker 技术的航油容器云平台架构设计[J]. 电子技术与软件工程, 2021(24): 148-149.
- [7] 经成,谢军. 基于微服务架构的负载均衡优化算法及实现[J]. 南昌大学学报(理科版), 2022, 46(4): 399-404.
- [8] PU C G, DING X W, WANG P, et al. Semantic interconnection scheme for industrial wireless sensor networks and industrial internet with OPC UA Pub/Sub[J]. Sensors, 2022, 22(20): 7762-7762.
- [9] 廖俊杰,陶智勇. 微服务 API 网关的设计及应用[J]. 自动化技术与应用, 2019, 38(8): 85-88.

(责任编辑 胡亚敏)

(上接第 1027 页)

- [19] 秦萍萍,朱德成,贾晓晨,等. 磁絮凝工艺处理初期雨水的研究[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(12): 144-148.
- [20] LV M, ZHANG Z, ZENG J, et al. Roles of magnetic particles in magnetic seeding coagulation-flocculation process for surface water treatment[J]. Separation and Purification Technology, 2019, 212: 337-343.
- [21] LIU C, WANG X, QIN L, et al. Magnetic coagulation and flocculation of a kaolin suspension using Fe₃O₄ coated with SiO₂[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(5): 105980.
- [22] 魏超. 磁絮凝-吸附组合工艺去除污染河水氮磷效果研究[D]. 无锡: 江南大学, 2021.
- [23] MA J, XIA W, FU X, et al. Magnetic flocculation of algae-laden raw water and removal of extracellular organic mat-

ter by using composite flocculant of Fe₃O₄/cationic polyacrylamide [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 248: 119276.

- [24] 郑利兵,吴振军,张鹤清,等. 介质加载混凝过程中磷和溶解性有机物的去除特征及混凝机理[J]. 环境工程学报, 2020, 14(12): 3352-3362.
- [25] LV M, LIU T, CHEN F, et al. Interactions between magnetic particles and polyaluminum chloride on the coagulation behavior in humic acid-kaolin synthetic water treatment[J]. Environmental Research, 2021, 197: 111093.
- [26] 罗强,张君,李晔,等. 复合混凝剂去除湖泊水中磷的研究[J]. 武汉理工大学学报, 2020, 42(7): 50-54.

(责任编辑 吴亮)