

# 脱硫灰-FeCl<sub>3</sub> 联合作用改善污泥的脱水性能

陈巍, 陈月, 邢奕<sup>✉</sup>, 王志强, 宋存义

北京科技大学土木与环境工程学院, 北京 100083

✉ 通信作者, E-mail: xing\_bkd@163.com

**摘要** 以毛细吸水时间和滤饼含水率为评价指标, 研究脱硫灰-FeCl<sub>3</sub>对污泥脱水性能的影响。通过污泥各层胞外聚合物含量的变化以及红外光谱分析, 探讨脱硫灰-FeCl<sub>3</sub>调理污泥的作用机理。结果表明: 脱硫灰和FeCl<sub>3</sub>对污泥进行联合调理的处理效果明显好于这两种调理剂单独投加的处理效果。在调理过程中, 脱硫灰-FeCl<sub>3</sub>将大量紧密结合的胞外聚合物剥落, 部分转化为结合度更低的上清液层胞外聚合物和松散结合的胞外聚合物, 部分被Fe(OH)<sub>3</sub>吸附而除去, 有效降低毛细吸水时间和滤饼含水率。Pearson相关性分析表明, 紧密结合的胞外聚合物与毛细吸水时间和滤饼含水率均存在显著的正相关性, 是影响污泥脱水性能的重要因素。污泥滤液红外光谱分析表明, 脱硫灰-FeCl<sub>3</sub>使胞外聚合物剥落进入上清液的同时水解生成氨基酸、脂肪酸等小分子有机物。脱硫灰和FeCl<sub>3</sub>的最佳投加量分别为300 mg·g<sup>-1</sup>和60 mg·g<sup>-1</sup>, 毛细吸水时间和滤饼含水率分别降至14.3 s和70.22%, 相比于原泥分别降低98.48%和16.10%, 脱水性能得到大幅改善。

**关键词** 污泥处理; 脱水; 脱硫灰; 氯化铁; 固体废弃物处理

**分类号** X705

## Combined effect of desulfurization ash-FeCl<sub>3</sub> on sludge dewatering performance

CHEN Wei, CHEN Yue, XING Yi<sup>✉</sup>, WANG Zhi-qiang, SONG Cun-yi

School of Civil and Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China

✉ Corresponding author, E-mail: xing\_bkd@163.com

**ABSTRACT** The effects of desulfurization ash and ferric chloride as conditioners on the sludge dewatering performance were investigated with the capillary suction time and the water content of the sludge cake as evaluating indicators. Extracellular polymeric substance measurements and Fourier transform infrared spectroscopy were used to analyze the sludge dewatering mechanism. The results show that a significantly better treatment effect can be obtained with desulfurization ash and ferric chloride together than just one conditioner. In the treatment process, a large amount of the tightly bound extracellular polymeric substance is spalled by desulfurization ash and ferric chloride, in which a part turns into a loosely bound extracellular polymeric substance and a slime extracellular polymeric substance, and the other part is removed by ferric hydroxide, which effectively decreases the water content of the sludge cake and the capillary suction time. Pearson correlation analysis results indicate that the tightly bound extracellular polymeric substance has significant correlation with the capillary suction time and the water content of the sludge cake, so it is an important factor affecting the sludge dewatering performance. Infrared spectrum analysis of the sludge filtrate reveals that hydrolysis happens when the extracellular polymeric substance enters into the sludge supernatant, and the contents of amino acid, aliphatic acid and other small molecule organic matter increase. When the dosages of desulfurization ash and ferric chloride are 300 mg·g<sup>-1</sup> and 60 mg·g<sup>-1</sup>, respectively, the capillary sop time and the water content of the sludge cake decrease to the lowest. Their minimum values are 14.3 s and

收稿日期: 2014-12-09

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51104009); 北京市科技新星计划资助项目(Z111106054511043); 北京市优秀人才培养资助项目(2012D009006000003); 中央高校基本科研业务费资助项目(FRF-TP-12-011B)

70.22% ,falling by 98.48% and 16.10% ,respectively.

**KEY WORDS** sludge disposal; dewatering; desulfurization ash; ferric chloride; solid waste disposal

近年来,我国污水处理规模逐渐扩大,导致了副产物污泥总量的急剧增加<sup>[1]</sup>,大量的污泥亟待合理处置.有调查表明,城市污水处理厂中处理剩余污泥的费用高达总运行费用的 60% 左右<sup>[2]</sup>,面临着如何实现低成本、高效率处理污泥的巨大难题.由于污泥具有高亲水性<sup>[3]</sup>,常通过投加化学药剂(如絮凝剂)来改善污泥的脱水性能<sup>[4]</sup>,以节约运输成本、缩小堆积场地以及减少污泥焚烧前干化部分的能耗.絮凝剂一般分为无机絮凝剂和有机高分子絮凝剂两种,常用来处理污泥的分别为聚合氯化铝(PAC)和聚丙烯酰胺(PAM)<sup>[5]</sup>.虽然絮凝剂可以有效增进脱水性,但其不易降解、易发生二次污染等特性会在污泥处置后期成为负担<sup>[6]</sup>.

国内外已有关于 CaO 和 FeCl<sub>3</sub> 可以改善污泥脱水性能的一些研究<sup>[7-9]</sup>,Denkert 和 Retter<sup>[7]</sup>在消化污泥离心脱水之前向搅拌釜中加入生石灰,结果发现污泥脱水性能得到有效改善,污泥中有机物含量和滤饼含水率下降,污泥化学调理、运输和填埋的总成本降低约 15%.杨斌等<sup>[8]</sup>发现生石灰与粉煤灰均以 100 g·L<sup>-1</sup> 投加量联合调理时,比阻降幅可以达到 99.4%.龙腾锐等<sup>[9]</sup>研究表明 Fe<sup>3+</sup> 投加质量浓度在 80 mg·L<sup>-1</sup> 以内均具有良好的絮凝作用,活性污泥体积指数均降低,污泥的沉降性能得到改善.脱硫灰是半干法烟气脱硫的产物,是烧结烟气与脱硫剂反应后经过分离、除尘等工艺收集的灰尘<sup>[10-11]</sup>,主要由 CaO 等钙基化合物和粉煤灰

组成.将无生物毒性的脱硫灰引入污泥调理,可以利用其主要成分 CaO 来改善污泥的脱水性能.脱硫灰单独调理污泥时投加大量,将导致最终的干污泥量大大增加,一般需与絮凝剂联合使用. FeCl<sub>3</sub> 作为传统的铁盐絮凝剂,具有成本低、效率高、适用范围广等优点.污泥中存在的胞外聚合物中蕴含着大部分的结合水<sup>[12-13]</sup>,在污泥脱水中起着重要的作用,根据其于细胞相的结合程度,胞外聚合物可分为上清液层胞外聚合物、松散结合的胞外聚合物和紧密结合的胞外聚合物<sup>[13-14]</sup>三个层组,然而调理过程中三个层组胞外聚合物的变化及其对污泥脱水性能的影响还少有报道.

本研究将脱硫灰与 FeCl<sub>3</sub> 联合对污泥进行调理,以毛细吸水时间(CST)和滤饼含水率(W<sub>c</sub>)为评价指标,研究脱硫灰-FeCl<sub>3</sub> 对污泥脱水性能的影响;同时分析污泥胞外聚合物与脱水性能的关系以及红外光谱,探讨脱硫灰-FeCl<sub>3</sub> 调理污泥的作用机理.

## 1 材料和方法

### 1.1 实验材料

污泥为北京市清河污水处理厂的剩余污泥,并经重力浓缩至含水率约为 97%,置于 4℃ 下保存待用,其基本性质如表 1 所示.脱硫灰取自某钢厂脱硫车间,其主要化学成分如表 2 所示.可以看出脱硫灰中 CaO 的质量分数为 53.04%.

表 1 污泥性质

Table 1 Properties of the sludge

pH 值	含水率/%	CST/s	上清液层胞外聚合物/(mg·L <sup>-1</sup> )		松散结合的胞外聚合物/(mg·L <sup>-1</sup> )		紧密结合的胞外聚合物/(mg·L <sup>-1</sup> )	
			S-蛋白质	S-多糖	LB-蛋白质	LB-多糖	TB-蛋白质	TB-多糖
7.03 ± 0.17	97.01 ± 0.15	937.9 ± 6.4	2077.8 ± 83.2	185.4 ± 13.6	427.6 ± 25.4	26.3 ± 1.7	2895.7 ± 124.3	607.0 ± 36.8

表 2 脱硫灰的化学成分(质量分数)

Table 2 Chemical composition of the desulfurization ash %

CaO	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO	SO <sub>3</sub>	总计
53.04	6.94	4.57	9.14	5.25	19.85	98.79

### 1.2 实验仪器

实验中用到的仪器有 AB104-N 电子分析天平、TG16-W 高速离心机、MY-3000-6 智能型混凝搅拌仪、DGF 2500 3C 电热鼓风干燥箱、UV-3200PC 紫外-可见分光光度计、FE2 型 pH 计、304 毛细吸水时间测定仪、SHB-III 循环水式多用真空泵、IR-408 傅里叶变换红外色谱仪、Coulter LS130 激光粒径分析仪和 DM2300X 射线荧光光谱仪.

### 1.3 实验方法

#### 1.3.1 污泥调理

取 300 mL 污泥加入脱硫灰,在搅拌强度为 350 r·min<sup>-1</sup> 下快速搅拌 30 s,静置 10 min 左右,再加入 FeCl<sub>3</sub>,在 350 r·min<sup>-1</sup> 下快速搅拌 30 s,50 r·min<sup>-1</sup> 下慢速搅拌 15 min,静置 30 min.脱硫灰的投加量为 50、100、200、300、400 和 500 mg·g<sup>-1</sup>,FeCl<sub>3</sub> 投加量分别为 10、20、40、60、80 和 100 mg·g<sup>-1</sup> (均为每 g 干污泥的投加量).

#### 1.3.2 分析方法

(1) 粒径分布:采用激光粒径分析仪分析脱硫灰的粒径分布.

(2) 物相组成:采用 X 射线荧光光谱仪分析脱硫

灰中物相组成.

(3) 浸出特性: 将脱硫灰经 pH 4.5 的 HAc-NaAc 缓冲溶液浸出, 对得到的浸出液进行分析.

(4) 滤饼含水率: 取 50 mL 调理后的污泥置于装有定量滤纸的布氏漏斗中(φ150 mm), 在 0.06 MPa 真空度下进行抽滤脱水, 以 30 s 内无滤液流下为脱水终点, 计算公式为

$$W_c = (W_1 - W_2) / W_1 \times 100\%. \quad (1)$$

式中,  $W_c$  为滤饼含水率,  $W_1$  为脱水后湿泥饼质量(g),  $W_2$  为脱水后湿泥饼在 105 °C 下烘干至恒重的干泥饼质量(g).

(5) CST: 采用毛细吸水时间测定仪, 将污泥样品置于不锈钢漏斗内, 开启仪器, 至报警声响起时, 即可读取 CST 值.

(6) 胞外聚合物的提取: 取 30 mL 调理后的污泥, 以 3000 r·min<sup>-1</sup> 离心 15 min 后收集上清液, 其中有机物为上清液层胞外聚合物; 沉淀物稀释到原体积, 以 7500 r·min<sup>-1</sup> 离心 15 min 后收集上清液, 并用 0.45 μm 滤膜过滤, 其中的有机物为松散结合的胞外聚合物; 沉淀物稀释到原体积, 在 20 kHz、480 W 的条件下进行超声波处理 10 min, 再以 15000 r·min<sup>-1</sup> 离心 20 min 后收集上清液, 并用 0.45 μm 滤膜过滤, 其中有机物为紧密结合的胞外聚合物<sup>[15]</sup>.

(7) 胞外聚合物的测定: 蛋白质采用 Folin-酚法<sup>[16]</sup>, 多糖采用蒽酮比色法<sup>[17]</sup>.

(8) 红外光谱分析: 污泥滤液低温(40 ~ 50 °C)烘

干, 并用 KBr 压片后用傅里叶变换红外光谱仪测定. 基于化合物在红外光谱区的特征吸收, 可以对待测物质进行定性表征<sup>[18]</sup>.

## 2 结果与讨论

### 2.1 脱硫灰性质分析

为了研究脱硫灰调理污泥的可行性和安全性, 对其粒径分布以及浸出特性进行分析, 结果分别如图 1 和表 3 所示. 可以看出, 脱硫灰的粒径分布在 0.2 ~ 35 μm 之间, 且在 9 ~ 11 μm 分布最多, 再由累计频数可知脱硫灰颗粒较小, 因而比表面积较大、活性较强, 并且脱硫灰浸出液中重金属浸出值均低于规定浓度, 可判断其不属于危险固体废弃物. 通过以上分析可知, 脱硫灰是一种颗粒细小、没有危险性的固体粉末物质, 适合作为污泥脱水的调理剂.

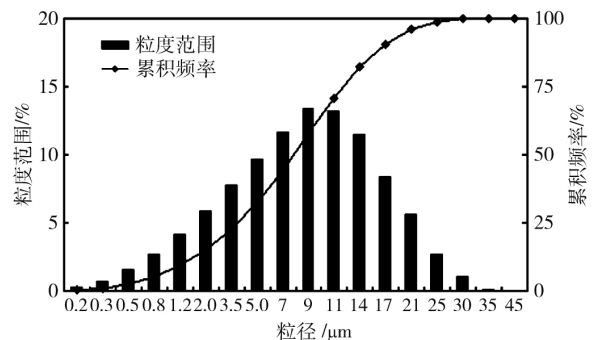


图 1 脱硫灰的粒径分布

Fig. 1 Particle size distribution of the desulfurization ash

表 3 脱硫灰的浸出特性

Table 3 Leaching characteristics of the desulfurization ash

样品及标准	浸出液质量浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )							
	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni	Hg	As
脱硫灰中重金属浸出值	0.23	0.26	0.37	0.035	0.18	0.40	0.021	0.19
污水综合排放标准(GB8978—19961)	0.5	2.0	1.0	0.1	1.5	1.0	0.05	0.5
危险废物鉴别标准—浸出毒性鉴别(GB5085.3—2007)	100	100	5	1	15	55	0.1	5

### 2.2 脱硫灰-FeCl<sub>3</sub>调理对 CST 和 $W_c$ 的影响

脱硫灰-FeCl<sub>3</sub> 调理前后 CST 和  $W_c$  的变化如图 2 所示. 可以看出原污泥的 CST 和  $W_c$  分别高达 937.9 s 和 83.69%. 脱硫灰单独调理时, 随着脱硫灰投加量的增加, 污泥 CST 和  $W_c$  均呈先下降后上升的趋势, 最低值分别为 244.9 s 和 75.77% (脱硫灰投加量为 300 mg·g<sup>-1</sup>). FeCl<sub>3</sub> 单独调理时, 随着 FeCl<sub>3</sub> 投加量的增加, 污泥 CST 和  $W_c$  均呈持续下降趋势, 最低值分别为 62.2 s 和 76.85% (FeCl<sub>3</sub> 投加量为 100 mg·g<sup>-1</sup>). 脱硫灰和 FeCl<sub>3</sub> 对污泥进行联合调理时, 处理效果明显好于这两种调理剂单独投加的处理效果. 随着脱硫灰和 FeCl<sub>3</sub> 投加量的增加, CST 下降至 20 s 左右,  $W_c$  下降至 70% 左右, 分别如图中区域 1 和区域 2 所示.

区域 1 中投加量组合包括脱硫灰/FeCl<sub>3</sub> 为 300/60 和 300/80 mg·g<sup>-1</sup>, 区域 2 中投加量组合包括脱硫灰/FeCl<sub>3</sub> 为 300/60、300/80 和 300/100 mg·g<sup>-1</sup>. 其中, 脱硫灰/FeCl<sub>3</sub> 为 300/60 mg·g<sup>-1</sup> 时, CST 和  $W_c$  最低且分别为 14.3 s 和 70.22%, 此时脱硫灰和 FeCl<sub>3</sub> 的投加量也比较少, 故取最佳投加量组合脱硫灰/FeCl<sub>3</sub> 为 300/60 mg·g<sup>-1</sup>.

### 2.3 脱硫灰-FeCl<sub>3</sub> 调理对胞外聚合物的影响

胞外聚合物主要由蛋白质和多糖组成, 二者共占胞外聚合物总质量的 75% ~ 89%<sup>[19]</sup>, 分析污泥中各胞外聚合物层组蛋白质和多糖含量的变化有助于明确污泥脱水性能的变化机理.

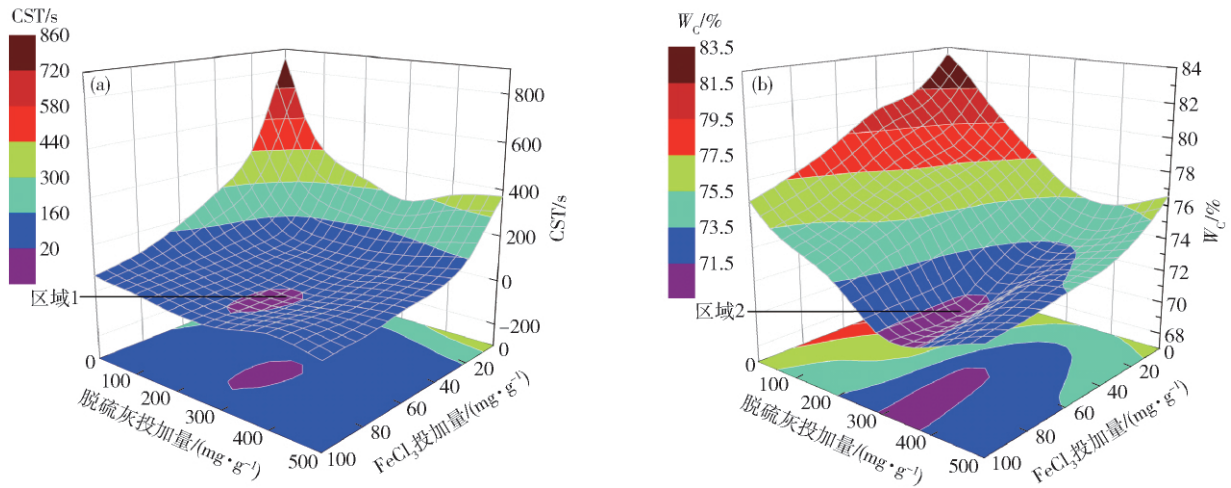


图 2 脱硫灰-FeCl<sub>3</sub> 联合调理对污泥脱水性能的影响. (a) CST; (b) W<sub>c</sub>

Fig. 2 Effect of desulfurization ash-FeCl<sub>3</sub> conditioning on the sludge dewaterability: (a) CST; (b) W<sub>c</sub>

2.3.1 脱硫灰对胞外聚合物的影响

FeCl<sub>3</sub> 投加量为 60 mg·g<sup>-1</sup>, 脱硫灰投加量为 50 ~ 500 mg·g<sup>-1</sup> 时, 污泥中胞外聚合物含量变化如图 3 所示. 可见, 原污泥中蛋白质和多糖总提取量分别为 3759.9 mg·L<sup>-1</sup> 和 671.5 mg·L<sup>-1</sup>. 紧密结合的胞外聚合物中蛋白质和多糖分别为 2895.7 mg·L<sup>-1</sup> 和 607.0 mg·L<sup>-1</sup>, 分别占蛋白质和多糖总提取量的 77.02% 和 90.39%; 松散结合的胞外聚合物中蛋

白质和多糖分别为 200.4 mg·L<sup>-1</sup> 和 15.7 mg·L<sup>-1</sup>, 分别占蛋白质和多糖总提取量的 5.33% 和 2.34%; 上清液层胞外聚合物层中蛋白质和多糖分别为 663.8 mg·L<sup>-1</sup> 和 48.8 mg·L<sup>-1</sup>, 分别占蛋白质和多糖总提取量的 17.65% 和 7.27%. 可以看出, 蛋白质和多糖主要分布在紧密结合的胞外聚合物层中, 上清液层胞外聚合物次之, 而在松散结合的胞外聚合物层中分布最少.

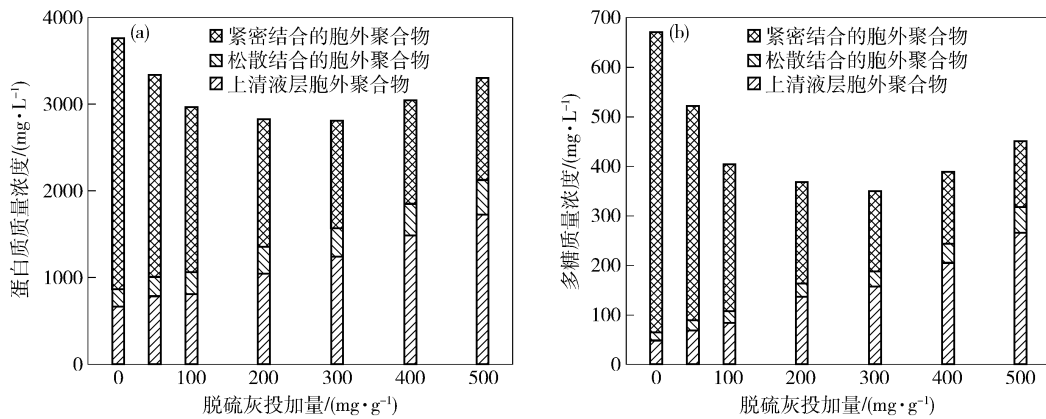


图 3 不同脱硫灰投加量下胞外聚合物的变化. (a) 蛋白质; (b) 多糖

Fig. 3 Variation of the extracellular polymeric substance under different dosages of desulfurization ash: (a) protein; (b) polysaccharide

随着脱硫灰投加量的增加, 蛋白质和多糖总提取量均呈先下降后升高的趋势, 并且在脱硫灰投加量达到 300 mg·g<sup>-1</sup> 时分别降至 2805.0 mg·L<sup>-1</sup> 和 349.8 mg·L<sup>-1</sup>, 降幅分别为 25.40% 和 47.91%. 当脱硫灰投加量小于 300 mg·g<sup>-1</sup> 时, 紧密结合的胞外聚合物减少的同时上清液层胞外聚合物、松散结合的胞外聚合物增加, 降幅大于增幅, 蛋白质和多糖的总提取量均下降. 这可能是由于紧密结合的胞外聚合物被剥落的同时部分转变为结合度更低的上清液层胞外聚合物和松散结合

的胞外聚合物, 大部分则被 Fe(OH)<sub>3</sub> 吸附而除去. 脱硫灰呈碱性, 可以通过提高 pH 值使微生物细胞破碎释放出有机物<sup>[20]</sup>, 而溶解在水中的 Fe<sup>3+</sup> 形成羟基络合物胶体, 通过静电吸附作用使有机物聚集沉淀<sup>[21]</sup>. 继续增加脱硫灰的投加量, 更多微生物细胞遭到破坏, 部分污泥本体中有机物被释放, 而羟基络合物的吸附量逐渐达到饱和, 剥落量大于沉淀量, 上清液层胞外聚合物、松散结合的胞外聚合物增幅变大, 蛋白质和多糖的总提取量开始上升.

2.3.2 FeCl<sub>3</sub>对胞外聚合物的影响

脱硫灰投加量为 300 mg·g<sup>-1</sup>, FeCl<sub>3</sub>投加量为 10 ~ 100 mg·g<sup>-1</sup>时, 污泥中胞外聚合物含量变化如图 4 所示. 随着 FeCl<sub>3</sub>投加量的增加, 蛋白质和多糖总提取量均呈先上升后下降的趋势, 其中紧密结合的胞外聚合物持续减少, 而上清液层胞外聚合物和松散结合的胞外聚合物先增加后减少. 这说明当 FeCl<sub>3</sub>投加量较小( ≤10 mg·g<sup>-1</sup>) 时, FeCl<sub>3</sub>的静电吸附作用不足以使胞外聚合物聚集和沉淀, 蛋白质和多糖的总提

取量均上升, 分别升至 4326.8 mg·L<sup>-1</sup>和 771.15 mg·L<sup>-1</sup>. 相比原污泥分别升高了 15.08%和 14.83%. 当 FeCl<sub>3</sub>投加量由 10 mg·g<sup>-1</sup>增加至 60 mg·g<sup>-1</sup>时, 上清液中已有大量Fe(OH)<sub>3</sub>存在, 静电吸附作用增强, 蛋白质和多糖的总提取量开始大幅度下降. 继续增加 FeCl<sub>3</sub>投加量, 蛋白质和多糖的总提取量的下降幅度趋缓, 说明此时污泥上清液中能被 Fe(OH)<sub>3</sub>吸附的物质已全部吸附除去, 胞外聚合物含量下降趋势变缓.

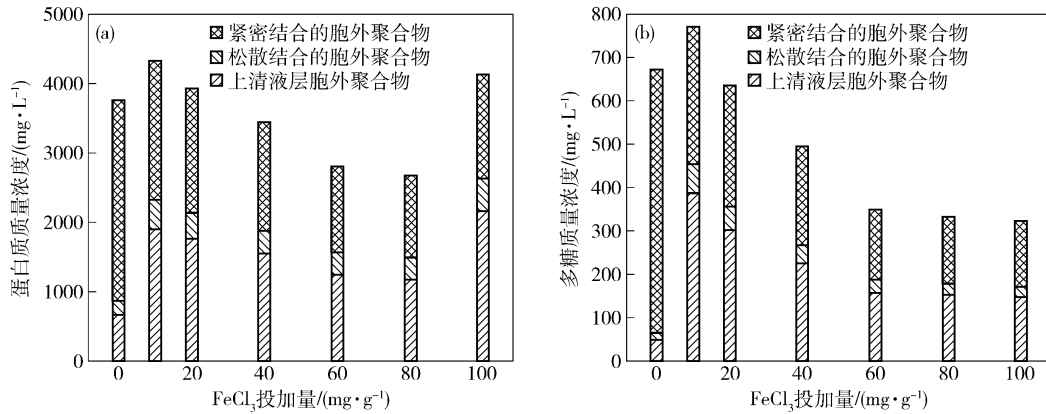


图 4 不同 FeCl<sub>3</sub>投加量下胞外聚合物的变化. (a) 蛋白质; (b) 多糖

Fig. 4 Variation of the extracellular polymeric substance under different dosages of FeCl<sub>3</sub>: (a) protein; (b) polysaccharide

2.3.3 胞外聚合物变化对 CST 和 W<sub>c</sub>的影响

调理过程中脱硫灰和 FeCl<sub>3</sub>投加量的变化对污泥各层胞外聚合物影响显著, 而胞外聚合物对污泥脱水性能有重要影响. 对各层胞外聚合物中蛋白质、多糖的质量浓度与 CST 和 W<sub>c</sub>分别进行相关性分析, Pearson 相关系数如表 4 所示. 可以看出, 不同脱硫灰投加量下, 上清液层胞外聚合物、松散结合的胞外聚合物与

CST 的相关性不大, 上清液层胞外聚合物、松散结合的胞外聚合物与 W<sub>c</sub>呈较显著负相关 (P < 0.05, P 为检验值), 而紧密结合的胞外聚合物与二者均呈显著正相关 (P < 0.01). 不同 FeCl<sub>3</sub>投加量下, 上清液层胞外聚合物、松散结合的胞外聚合物与 CST 和 W<sub>c</sub>的相关性均不大, 而紧密结合的胞外聚合物与二者均呈显著正相关 (P < 0.01).

表 4 污泥各层胞外聚合物中蛋白质和多糖与 CST 和 W<sub>c</sub>的 Pearson 相关系数

Table 4 Pearson correlation coefficients of proteins and polysaccharides with CST and W<sub>c</sub>

实验条件	指标	上清液层胞外聚合物		松散结合的胞外聚合物		紧密结合的胞外聚合物	
		蛋白质	多糖	蛋白质	多糖	蛋白质	多糖
不同脱硫灰投加量	CST	-0.582	-0.599	-0.610	-0.575	0.933**	0.935**
	W <sub>c</sub>	-0.858*	-0.829*	-0.803*	-0.844*	0.893**	0.902**
不同 FeCl <sub>3</sub> 投加量	CST	-0.683	-0.457	-0.690	-0.358	0.962**	0.971**
	W <sub>c</sub>	-0.537	-0.290	-0.561	-0.186	0.990**	0.993**

注: \*\* 表示 P < 0.01; \* 表示 P < 0.05.

由以上分析可知, 脱硫灰-FeCl<sub>3</sub>调理污泥过程中, 紧密结合的胞外聚合物与 CST 和 W<sub>c</sub>均存在显著的正相关性, 说明紧密结合的胞外聚合物是影响污泥脱水性能的重要因素. 降低污泥中紧密结合的胞外聚合物将有助于提高污泥脱水性能. 脱硫灰与 FeCl<sub>3</sub>的协同处理时, 脱硫灰将污泥中部分紧密结合的胞外聚合物

剥落, 进入结合度更低的松散结合的胞外聚合物和上清液层胞外聚合物中, 释放出内部结合水, 有效降低了 W<sub>c</sub>. 如图 2(b) 所示. 由于脱硫灰剥落胞外聚合物的同时对污泥絮体造成破坏, 颗粒变得细小, 不利于污泥沉降, CST 最低只能降至 244.9 s, 如图 2(a) 所示. 而 FeCl<sub>3</sub>通过吸附、架桥及絮体的卷扫作用, 使污泥上清

液中蛋白质和多糖含量减少,污泥颗粒重新形成絮体结构,有利于污泥的絮凝沉降.因此,协同处理可以进一步改善污泥的脱水性能.

### 2.4 红外光谱分析

污泥上清液的傅里叶红外光谱图如图5所示.可以看出原污泥分别在3405、1622、1555、1410和1115  $\text{cm}^{-1}$ 处出现较为明显的吸收峰.在3405  $\text{cm}^{-1}$ 附近范围内出现的吸收峰是由于O—H以及多糖上分

子间氢键的伸缩振动引起;在1622  $\text{cm}^{-1}$ 附近范围出现的吸收峰是由于C=O伸缩振动引起的;在1555  $\text{cm}^{-1}$ 附近范围出现的吸收峰是由于N—H的弯曲振动引起的,表明存在酰胺(蛋白质肽键);在1410  $\text{cm}^{-1}$ 附近范围出现的吸收峰证明 $\text{COO}^-$ (羧基)的存在;在1115  $\text{cm}^{-1}$ 附近范围出现的吸收峰是由于位于吡喃环上C—O—C伸缩振动引起的,表明多糖的存在.

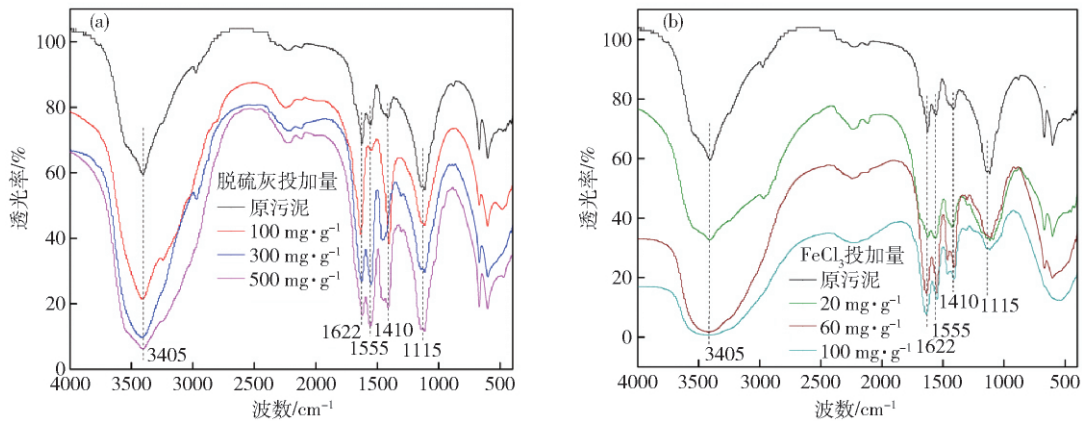


图5 污泥上清液的傅里叶红外光谱图. (a) 不同脱硫灰投加量; (b) 不同 $\text{FeCl}_3$ 投加量注

Fig.5 Fourier transform infrared spectra of the sludge supernatant: (a) different desulfurization ash dosages; (b) different  $\text{FeCl}_3$  dosages

红外图谱中吸收峰的峰强增加表明官能团含量增多.由图5(a)可见: $\text{FeCl}_3$ 投加量为 $60 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 时,随着脱硫灰投加量的增加,酰胺、多糖( $3405$ 、 $1622$ 、 $1555$ 和 $1115 \text{ cm}^{-1}$ )的含量增加,说明大量蛋白质和多糖在脱硫灰的作用下进入污泥上清液中,这与脱硫灰使紧密结合的胞外聚合物剥落的同时部分转化为上清液层胞外聚合物和松散结合的胞外聚合物的结果吻合;羧基( $1410 \text{ cm}^{-1}$ )含量的增加表明,pH值的提高还使胞外聚合物发生了水解<sup>[22]</sup>,生成了氨基酸、脂肪酸等小分子有机物.由图5(b)可以看出:脱硫灰投加量为 $300 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 时,投加 $\text{FeCl}_3$ 之后,主要特征峰的峰强与原污泥相比有所增加;但随着 $\text{FeCl}_3$ 投加量的增加,多糖( $3405 \text{ cm}^{-1}$ 和 $1115 \text{ cm}^{-1}$ )含量减少,而酰胺、羧基( $1622$ 、 $1555$ 和 $1410 \text{ cm}^{-1}$ )的含量变化不显著,这与不同 $\text{FeCl}_3$ 投加量下上清液层胞外聚合物含量的变化规律相一致.

### 3 结论

(1) 脱硫灰和 $\text{FeCl}_3$ 联合调理污泥,效果明显好于这两种调理剂单独投加的处理效果.当脱硫灰和 $\text{FeCl}_3$ 的投加量分别为 $300 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $60 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,CST和 $W_c$ 分别降至 $14.3 \text{ s}$ 和 $70.22\%$ ,相比于原泥分别降低 $98.48\%$ 和 $16.10\%$ .

(2) 脱硫灰促进紧密结合的胞外聚合物的剥落, $\text{FeCl}_3$ 将上清液中胞外聚合物通过静电吸附作用除去.

Pearson相关性分析表明紧密结合的胞外聚合物与CST和 $W_c$ 均存在显著的正相关性,说明紧密结合的胞外聚合物是影响污泥脱水性能的重要因素.

(3) 污泥滤液的红外光谱图表明,脱硫灰- $\text{FeCl}_3$ 促进蛋白质和多糖的剥落与水解,同时使紧密结合的胞外聚合物含量减少.

### 参 考 文 献

- [1] Liu P, Liu H, Yao H, et al. Effect of Fenton and skeleton construction on sludge dewatering performance. *Environ Sci Technol*, 2013, 36(10): 146  
(刘鹏,刘欢,姚洪,等.芬顿试剂及骨架构建体对污泥脱水性能的影响.环境科学与技术,2013,36(10):146)
- [2] Low E W, Chase H A. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. *Water Res*, 1999, 33(5): 1119
- [3] Li D Z, He P J. The sludge properties, floc structure and disposal. *Sci Technol Rev*, 2004, 9: 26  
(李笃中,何品晶.污泥性质、胶羽结构与处置.科技导报,2004,9:26)
- [4] Lu W, Zhang D F, Hu K L, et al. The effect and mechanism of cationic surface active agent on sludge dewatering. *Environ Chem*, 2008, 27(4): 444  
(鹿雯,张登峰,胡开林,等.阳离子表面活性剂对污泥脱水性能的影响和作用机理.环境化学,2008,27(4):444)
- [5] Ye H L, Ye J S, Zhong Z J, et al. Research on sludge dewatering performance of microbial flocculant. *Environ Chem*, 2009, 28(3): 414  
(叶何兰,叶锦韶,钟子嘉,等.微生物絮凝剂的污泥脱水性



- 能研究. 环境化学, 2009, 28(3): 414)
- [6] Yuan L J, Tang B, Xue J Y. Research progress in the biochemical sludge conditioning technology. *Ind Saf Environ Prot*, 2007, 33(1): 27  
( 源亮君, 汤兵, 薛嘉韵. 生化污泥调理技术研究进展. 工业安全与环保, 2007, 33(1): 27)
- [7] Denkert R, Retter E A. Quicklime pre-conditioning of sludge to be dewatered in centrifuges lowers disposal costs. *Water Sci Technol*, 1993, 28(1): 223
- [8] Yang B, Yang J K, Tang Y, et al. Influence of fly ash and lime on dewatering performance of sludge. *Environ Sci Technol*, 2007, 30(4): 98  
( 杨斌, 杨家宽, 唐毅, 等. 粉煤灰和生石灰对生活污水污泥脱水影响研究. 环境科学与技术, 2007, 30(4): 98)
- [9] Long T R, Meng X Z, Lai Z H, et al. Effect of Fe<sup>3+</sup> on activated sludge system. *Water Supply Drain*, 2004, 12(30): 15  
( 龙腾锐, 孟雪征, 赖振宏. Fe<sup>3+</sup>对活性污泥系统的影响. 给水排水, 2004, 12(30): 15)
- [10] Wang F, Zhang F, Wang H M, et al. Industrial application of semi dry flue gas desulfurization technology. *Environ Pollut Control*, 2004, 26(3): 209  
( 王凡, 张凡, 王红梅, 等. 半干半湿法烟气脱硫技术的工业应用研究. 环境污染与防治, 2004, 26(3): 209)
- [11] Liu L Z, Zhang C Z, Huang X M, et al. Contrast test research on three kinds of calcium based desulfurizer in CFBA sintering flue gas desulfurization. *Environ Pollut Control*, 2004, 26(6): 418  
( 刘立忠, 张承中, 黄学敏, 等. 三种钙基脱硫剂在CFBA烧结烟气脱硫中的对比试验研究. 环境污染与防治, 2004, 26(6): 418)
- [12] Yu G, He P, Shao L, et al. Stratification structure of sludge flocs with implications to dewaterability. *Environ Sci Technol*, 2008, 42(21): 7944
- [13] He P P, Yu G H, Shao L M, et al. Effect of distribution of protein and polysaccharide on sludge dewatering performance. *Environ Sci*, 2008, 29(12): 3457  
( 何培培, 余光辉, 邵立明, 等. 污泥中蛋白质和多糖的分布对脱水性能的影响. 环境科学, 2008, 29(12): 3457)
- [14] Frølund B, Griebe T, Nielsen P H. Enzymatic activity in the activated-sludge floc matrix. *Appl Microbiol Biotechnol*, 1995, 43(4): 755
- [15] Li X Y, Yang S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. *Water Res*, 2007, 41(5): 1022
- [16] Lowry O H, Rosebrough N J, Farr A L, et al. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J Biol Chem*, 1951, 193(1): 265
- [17] Riesz P, Berdahl D, Christman C L. Free radical generation by ultrasound in aqueous and nonaqueous solutions. *Environ Health Perspect*, 1985, 64: 233
- [18] Marley L, Signolle J P, Amiel C, et al. Discrimination, classification, identification of microorganisms using FTIR spectroscopy and chemometrics. *Vib Spectrosc*, 2001, 26(2): 151
- [19] Zhang L H, Li J, Guo J B, et al. Effect of EPS on flocculation, settleability and surface properties of the activated sludge. *J Chem Eng*, 2012, 63(6): 1865  
( 张兰河, 李军, 郭静波, 等. EPS对活性污泥絮凝沉降性能与表面性质的影响. 化工学报, 2012, 63(6): 1865)
- [20] Forster C F. Factors involved in the settlement of activated sludge: I. Nutrients and surface polymers. *Water Res*, 1985, 19(10): 1259
- [21] Li J X, Sun S Y, Yuan X H, et al. Comparison of the application of chemical phosphorus removal reagent of city life sewage. *Guangdong Trace Elem Sci*, 2006, 13(1): 19  
( 李京雄, 孙水裕, 苑星海, 等. 城市生活污水化学除磷试剂的应用比较. 广东微量元素科学, 2006, 13(1): 19)
- [22] Hong C, Xing Y, Wang Z Q, et al. Effect of surfactants on sludge dewatering performance under different pH. *J Zhejiang Univ Eng Sci*, 2014, 48(5): 850  
( 洪晨, 邢奕, 王志强, 等. 不同pH下表面活性剂对污泥脱水性能的影响. 浙江大学学报: 工学版, 2014, 48(5): 850)