



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202009033

中图分类号 X703

文献标识码 A

王杰, 陈钰, 赵玉婷, 等. 芬顿氧化钙体系联合 DDBAC 对污泥脱水性能的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(4): 1424-1431.
WANG Jie, CHEN Yu, ZHAO Yuting, et al. Effect of Fenton's reagent and CaO system combined with DDBAC on sludge dewaterability[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(4): 1424-1431.

芬顿氧化钙体系联合 DDBAC 对污泥脱水性能的影响

王杰¹, 陈钰^{1,*}, 赵玉婷¹, 何李文泽², 刘颖¹

1. 西南交通大学地球科学与环境工程学院, 成都 610031

2. 西南交通大学土木工程学院, 成都 610031

第一作者: 王杰(1996—), 男, 硕士研究生。研究方向: 污泥处理与利用技术。E-mail: 1045463710@qq.com

*通信作者: 陈钰(1979—), 女, 博士, 高级工程师。研究方向: 水处理技术。E-mail: chenyu1123@swjtu.edu.cn

摘要 在 pH 为 3 和 5 的条件下, 研究了芬顿氧化钙体系联合十二烷基二甲基苄基氯化铵 (DDBAC) 对污泥破解效果及脱水性能的影响, 以期减少 CaO 的用量并同时提高芬顿反应的适用 pH。以脱水泥饼含水率 (W_c)、毛细吸水时间 (CST)、过滤时间 (TTF)、污泥沉降比 (SV) 和胞外聚合物 (EPS) 中蛋白质 (PN) 与多糖 (PS) 的含量作为评价指标, 对 DDBAC 投加量做单因素分析, 找出其最佳投加量; 并比较在不同 pH 条件下, DDBAC 对污泥脱水性能的影响。结果表明, 在 pH 为 3 条件下, H_2O_2 、 Fe^{2+} 、CaO、DDBAC 投加量分别为 60、30、60、60 $mg \cdot g^{-1}$ (DS) 时, 污泥脱水效果最佳, 其 W_c 为 68.57%、CST 为 24 s、TTF 为 44 s、SV 为 72%。最佳脱水条件污泥 EPS 中的 PN、PS 总量大幅降低, 其中 T-EPS 含量变化相较于 S/L-EPS 与污泥脱水性能的变化有更强的联系。在 pH 为 5 的条件下, 该联合体系也有较好的脱水效果, 对芬顿体系在弱酸性环境下使用有一定的参考价值。该联合体系能有效降低 CaO 的用量, 同时能避免处理后的污泥 pH 过高、易板结的问题, 且不会造成二次污染。

关键词 污泥脱水; 芬顿; 氧化钙; 十二烷基二甲基苄基氯化铵; 胞外聚合物; 脱水性能

市政污水处理厂产生的剩余污泥因其胶体结构与高亲水性质而导致其部分水难以脱除^[1-2]。剩余污泥经浓缩或机械脱水后, 含水率一般仍在 80% 以上。高含水率造成了污泥体积庞大、运输成本高、占用处理场地大以及处理处置困难等问题^[3]。因此, 如何经济有效地降低污泥的含水率成为了污泥处理的关键问题之一。

一些研究者发现, 污泥表面的胞外聚合物 (EPS) 是造成污泥脱水困难的重要因素之一^[4-6]。剩余污泥有机物组成中 50%~60% 是 EPS, 而 EPS 中的 70%~80% 是蛋白质 (PN) 与多糖 (PS) 等大分子有机物^[7]。在不同污泥中, EPS 的组成亦不同^[8]。PN 与 PS 通过氢键等作用力将部分水锁定在污泥表面形成水膜, 致使这部分水无法通过常规的机械方法被脱除。因此, 有研究者将芬顿高级氧化的方法引入到污泥的脱水处理中, 依靠其产生的羟基自由基破坏污泥表面的 EPS 结构, 从而达到提高污泥的脱水性能的目的^[4,9]。但是, 苛刻的反应条件限制了常规芬顿方法的应用。芬顿处理使用的 H_2O_2 存在较高的运输、保存费用, 故有报道^[10-12] 用氧化能力稍差的过硫酸盐高级氧化法代替

收稿日期: 2020-09-04; 录用日期: 2020-10-23

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项资金资助 (2682016CX080)

传统的芬顿氧化法。虽然效果不如传统的芬顿方法, 但过硫酸盐的经济性更优, 使其成为了研究的热点。也有研究者^[3, 13]通过加快 Fe^{3+} 向 Fe^{2+} 的转化速率而改用 Fe_3O_4 或 Fe^0 的类芬顿方法; 通过加快自由基的生成速率从而达到提高污泥脱水性能的目的。传统经芬顿方法处理后的污泥粒径小, 易堵塞过滤通道, 不利于脱水^[1]。为了优化污泥脱水效果, 通过表面活性剂的强絮凝作用^[14-16]或在体系中引入 CaO 等具有刚性晶格结构^[17-19] 的骨架成为新的研究热点。

阳离子表面活性剂因其能同时促进污泥表面 EPS 的溶出与转化^[20] 受到了研究者的青睐。十二烷基二甲基苄基氯化铵 (DDBAC) 作为一种工业上经常使用的阳离子表面活性剂, 已被证实单独作用于污泥时有较强的絮凝作用^[21]。但是, 昂贵的价格和较大的投加量限制了对他的推广和应用。 CaO 作为骨架结构作用于污泥时效果显著, 但其存在投加量过高 ($100\sim 200\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) 的问题。经 CaO 处理后的污泥体系碱性过强^[22], 且处理污泥易板结, 有机物含量低, 进而影响污泥的最终处置。

为了减少 CaO 的用量, 同时提高污泥的再絮凝能力, 保证处理后体系的 pH 接近中性。本研究将 CaO 与 DDBAC 联用于最适条件下芬顿调理后的污泥, 并分析污泥脱水过程中 EPS 的转化规律; 通过在 pH 为 5 的弱酸性条件下重复上述实验, 以期通过两者的协同作用来达到共同提高污泥脱水效果的目的; 同时避免体系投入过多的酸调节 pH, 为后续芬顿方法在弱酸条件下的应用提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试原料及设备

污泥取自成都市某污水处理厂二沉池。该污水处理厂采用的是改良 A^2/O 工艺, 处理规模为 $1.5\times 10^4\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, 污水来源于服务区范围内的生活污水。由于原始污泥含水率过高, 取回的污泥静沉 24 h 后, 弃去上层清液再用于实验。样品分 2 批次采集, 每批样品的实验在 72 h 内完成。污泥的基本特性见表 1。

表 1 污泥的基本特性

Table 1 Basic characteristics of raw sewage sludge

密度/($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	pH	含水率/%	滤饼含水率/%	CST/s	SV/%
1.002	6.76±0.05	97.52±0.2	83.95±0.1	66±2	94±1

浓硫酸 (H_2SO_4)、七水合硫酸亚铁 ($\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$)、质量分数 30% 过氧化氢 (H_2O_2)、氧化钙 (CaO)、十二烷基二甲基苄基氯化铵 (DDBAC) 均为分析纯。

六连异步电动搅拌机 (JJ-4B 型, 常州市国旺仪器制造有限公司); 数显酸度计 (PHS-25 型, 杭州雷磁分析仪器厂); 电热恒温鼓风干燥箱 (DHG-9030A, 上海一恒科学仪器有限公司); 台式低速离心机 (TD-420 型, 四川蜀科仪器有限公司); 紫外可见分光光度计 (UV-4802H 型, 上海尤尼柯仪器有限公司)。

1.2 实验方法

芬顿反应对 pH 有严格的要求, 忽略目标物时最佳 pH 为 3.0 左右^[23]; 提高体系 pH, 当 pH 超过 5 时, H_2O_2 分解速率加快^[24], 且有更多水合氧化铁与氢氧化铁生成, 影响 Fe^{2+} 的利用。因此, 本实验在 pH 为 3 和 5 的条件下进行实验。前期预实验得到最优的 Fe^{2+} 和 H_2O_2 用量分别为 30、60 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (DS); 由于处理后的酸性环境不利于 DDBAC 充分发挥作用^[21], 故在本实验中 CaO 在 pH 为 3 和 5 条件下的用量分别为 60、40 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (DS), 此时反应后体系的 pH 在 7.0 左右。

量取待试样品污泥 600 mL 置于 1 000 mL 烧杯中; 加入硫酸, 调节污泥 pH 至 3 或 5; 加入 $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 5 min 后, 再加入 30% H_2O_2 , 180 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 30 min; 后加入 CaO , 180 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 5 min; 最后加入 DDBAC 于 180 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 下搅拌 30 min。

1.3 分析方法

滤饼含水率的测定采用重量法; CST 测定采用毛细吸水时间测定仪。

TTF 检测。取调理后的污泥 200 mL, 倒入装有定量滤纸的布氏漏斗中 (直径 150 mm), 在真空压力为 0.04 MPa 的负压条件下进行抽滤脱水, 记录抽滤瓶内量筒收集滤液达到 100 mL 时所花的时间, 即为 TTF^[25]。

用改进热提取方法^[26]提取各层 EPS; 将上述提取出来的 EPS 立即使用注射器过 0.45 μm 孔径的滤膜并保存, 各层 EPS 中的多聚糖采用蒽酮-硫酸比色法测定, 以葡萄糖作为标准样^[27]; 蛋白质采用考马斯亮蓝染色法测定, 以牛血清蛋白作为标准样^[28]。

SV 测定。取 100 mL 调理后的污泥于 100 mL 的量筒中, 记录 30 min 后污泥于清液的分离界面高度 v , 污泥沉降比计算方法如式 (1) 所示。

$$SV = \frac{v}{100} \times 100\% \quad (1)$$

2 结果与讨论

2.1 DDBAC 投加量对污泥脱水性能的影响

图 1 为 DDBAC 投加量对不同 pH 条件下污泥脱水效果的影响。当污泥在 pH 为 3 的芬顿氧化钙体系下时, 泥饼的含水率随 DDBAC 投加呈现出先降低后增加的趋势。投加 DDBAC 前, 泥饼的含水率为 72.55%; 当 DDBAC 投加量达到 60 mg·g⁻¹(DS) 时, 含水率降低至最低的 68.57%。污泥在 pH 为 5 的芬顿氧化钙体系下, DDBAC 投加量对污泥脱水效果的影响同 pH 为 3 时一致。由此可以发现, 在芬顿与氧化钙联合调理后, DDBAC 投加量在 60 mg·g⁻¹(DS) 时, 污泥的脱水效果是最好的, 其投加量与 HONG 等^[20]的 DDBAC 最优结论相近。

经芬顿处理后, 污泥颗粒粒径会显著变小, 小粒径颗粒在抽滤脱水时容易堵塞过滤通道, 从而造成污泥脱水率较低的现象^[29]。CaO 的添加不仅调节了 pH, 促进氢氧化铁絮体的形成, 同时也会生成硫酸钙等具有刚性晶格结构的物质^[19]; 同时, 通过氢氧化铁的网捕卷积作用在污泥中重新絮凝形成具有较强抗压能力的絮体结构, 造成芬顿氧化钙体系处理后的污泥具有较好的脱水效果。在本研究中, 后加入的阳离子表面活性剂 DDBAC, 因电性中和作用, 进一步促进了污泥的絮凝, 使污泥絮体的粒径增大。因此, 出现泥饼含水率随着 DDBAC 的投加量增加而降低的趋势, 但当 DDBAC 过量时, 污泥的电性升高, 污泥难以继续絮凝沉降。值得一提的是, 在 pH 为 5 的弱芬顿条件下, 该体系仍有较好的脱水效果, 相较于 DDBAC 的单独调理最佳用量^[21], 该联合体系也达到了减少 DDBAC 用量的目的。

2.2 DDBAC 投加量对污泥沉降性能的影响

DDBAC 投加量对不同 pH 条件下污泥沉降性能的影响如图 2 所示。在 pH 为 3 和 5 的条件下, 污泥的沉降性能随 DDBAC 的投加量增加, 均呈现出先降后增的趋势, 在 DDBAC 投加量为 60 mg·g⁻¹(DS) 时达到最低的 72% 和 76%, 相较于未投加 DDBAC 时, 这一阶段的提升率分别为 8.51% 和 19.15%。这是由于, DDBAC 作为一种阳离子表面活性剂, 当其溶于污泥的时候, 其极性基团电离带正电, 而污泥带负电。随着电中和作用的发生, 污泥体系电势进一步趋于 0, 污泥更易于发生絮凝

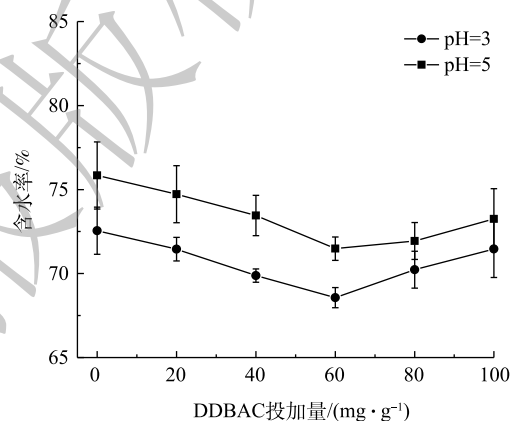


图 1 DDBAC 投加量对不同 pH 条件下污泥脱水效果的影响

Fig. 1 Effects of DDBAC dosage on sludge dewaterability under different pH conditions

沉淀^[30]。因此,一开始污泥的SV随着DDBAC投加量的增加而降低。当DDBAC投加过量时,原本趋于0的电势开始升高,污泥又变得稳定而难以絮凝沉淀,因此SV开始升高。另一方面,由于表面活性剂的增溶作用,其极性基团可与EPS中蛋白质与多糖结合,形成复合物,降低液固界面的张力,从而增加这些难溶物的溶解度^[31],导致污泥表面结合水的脱除,进而提高了污泥的沉降性能。在低pH条件下虽然污泥沉降性能较好,但在高pH条件下,DDBAC对体系沉降性能的影响更明显。

2.3 DDBAC投加量对污泥CST与TTF的影响

DDBAC投加量对pH为3条件下污泥CST

与TTF的影响如图3(a)所示。CST与TTF的变化呈现出一样的趋势,随着DDBAC投加量的增加,CST与TTF呈现出先降低后升高的趋势。在DDBAC投加量为 $60\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (DS)时达到最低,分别为24 s和44 s,相较于未投加DDBAC时的降低率分别达到22.58%和31.25%。在pH为5条件下,污泥调理后的CST与TTF变化如图3(b)所示,其变化趋势同pH为3时,在DDBAC投加量为 $60\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (DS)时达到最低,此时相较于未投加DDBAC时的降低率分别为29.17%和36.84%。这是因为,在低pH条件下,芬顿反应生成的羟基自由基破坏了污泥表面EPS的稳定结构^[3],污泥表面水膜中的结合水得以释放。结合氧化钙的骨架作用,保证了过滤时孔隙的畅通。因此,TTF与CST降低明显。但氧化钙的投加量有限,随着DDBAC的加入,其电性中和作用促使污泥再絮凝,粒径进一步增大。而且由于DDBAC的增溶作用,促使部分难溶于水的有机物溶解进入液相,结合水得以释放,导致CST与TTF继续降低。但当DDBAC投加量继续增加时,污泥体系电势升高,絮体趋于稳定,相较于最优条件时絮体粒径减小,脱水能力下降。另外,可能是污泥细胞发生了裂解,胞内大分子有机物大量释放,从而对脱水造成了负面影响^[29]。不难发现,在弱芬顿条件下,联合体系的处理效率低于在pH为3的条件下的最优效果,但远高于芬顿氧化钙体系的效果;而且,DDBAC在弱芬顿条件下的效果更显著。这为芬顿体系在弱酸条件下的利用提供了参考。

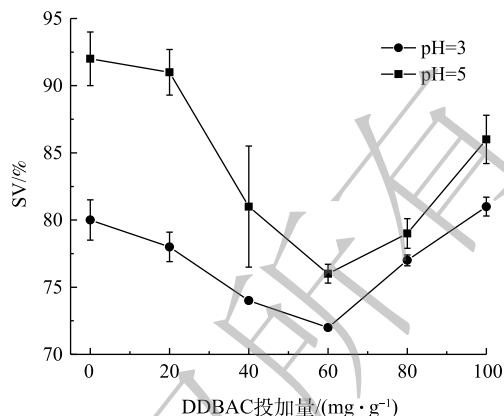


图2 DDBAC投加量对不同pH条件下污泥SV的影响

Fig. 2 Effects of DDBAC dosage on sludge SV under different pH conditions

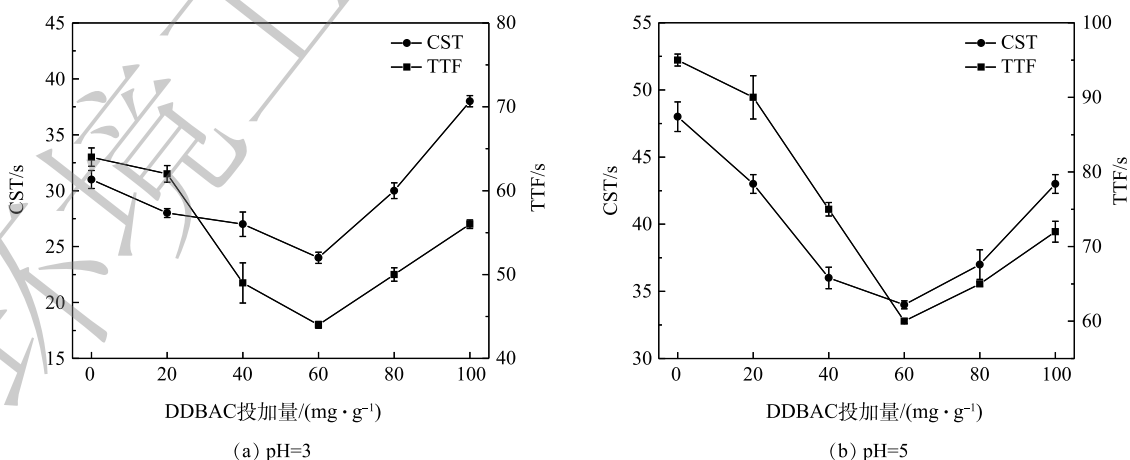


图3 DDBAC投加量对不同pH条件下污泥CST与TTF的影响

Fig. 3 Effects of DDBAC dosages on sludge CST and TTF under different pH conditions

2.4 DDBAC 投加量对污泥各层 EPS 含量的影响

DDBAC 投加量对 pH 为 3 条件下污泥各层 EPS 中 PN 和 PS 的影响如图 4(a)、图 4(b) 所示。原泥中 PN、PS 的含量超过 80% 存在于紧密结合型胞外聚合物 (T-EPS) 中, 这与 WANG 等^[32] 的结论相近。经芬顿氧化钙体系处理后的污泥, EPS 中 PN 与 PS 有由内层向外层溶出的趋势。芬顿氧化过程产生的羟基自由基破坏了污泥表面的 EPS 结构, 使得原本难溶的松散结合型胞外聚合物 (L-EPS) 和 T-EPS 向可溶性溶解型胞外聚合物 (S-EPS) 转化, 这一过程促进了 PN 与 PS 等大分子有机物的水解过程, 并使附着在其表面的水进一步溶出。随着 DDBAC 投加量的增加, 污泥 EPS 中 PN 与 PS 的总量呈现出先降低后增长的趋势, 在投加量为 $60 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (DS) 时达到最低, 分别为 109 和 $47 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 相较于未投加 DDBAC 时, 降低率达到 48.10%、32.86%。S-EPS 与 T-EPS 中 PN 和 PS 含量呈现出同总量一致的变化趋势。而 L-EPS 中 PN 和 PS 的含量变化并无规律可循。因芬顿的前处理, 原本紧密的 EPS 结构变得松散, DDBAC 投加量在 $60 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (DS) 以前, T-EPS 中 PN 与 PS 含量进一步降低, DDBAC 的增溶能力, 促进了难溶 EPS 的进一步转化。但此时, S-EPS 中 PN 与 PS 含量并没有增加而是减少了, 这与 HONG 等^[20] 和 HONG 等^[33] 的结论相近。这是因为, 在芬顿处理后, 难溶性有机物发生部分水解, 在 DDBAC 增溶过程中, 同时又促进了大分子有机物的水解转化, 此时水解效果强于增溶效果, 其结果就是 S-EPS 中 PN、PS 含量降低。当 DDBAC 投加量达到 $100 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (DS) 时, 各层 EPS 中 PN、PS 含量激增。这可能是因为, 芬顿处理后污泥中仅剩部分难溶性 EPS, 在 DDBAC 进一步处理后, EPS 含量降低, 过多的 DDBAC 其表面疏水烷基附着在污泥细胞表面, 抑

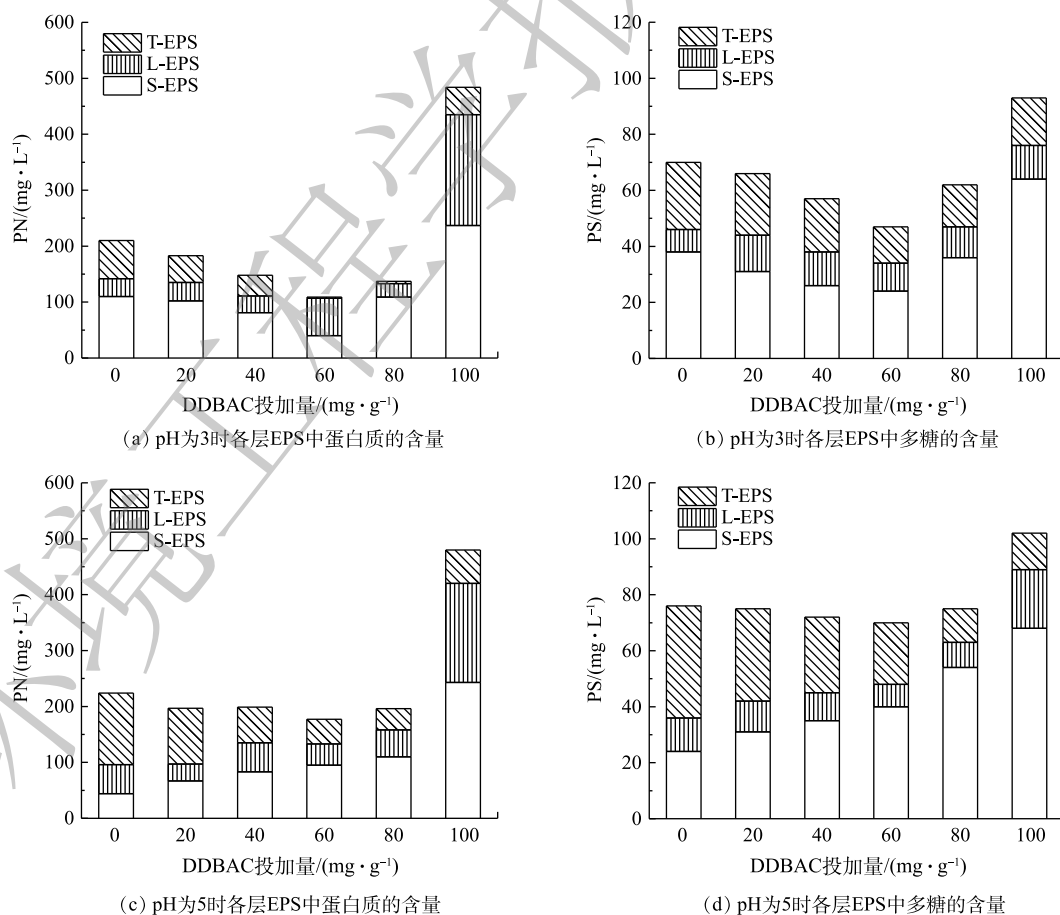


图 4 DDBAC 投加量对不同 pH 条件下污泥 EPS 成分的影响

Fig. 4 Effects of DDBAC dosages on sludge EPS content under different pH conditions

制了营养摄入, 致使污泥破解^[34]。此时, 细胞内 PN、PS 的流出, 其表面的极性基团又开始吸附液相中的自由水, 造成污泥的脱水能力下降。这也解释了在 2.3 节, 当 DDBAC 投加量超过 $60 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (DS) 时, CST 与 TTF 激增的原因。值得一提的是, DDBAC 对污泥中 PN 的增溶效果明显强于对 PS 的效果。这可能是因为, PN 由多种氨基酸构成, 依靠肽键连接的单链结构, 易于遭受自由基等的攻击裂解, 而 PS 是由多个单糖以糖苷多个位点连接而形成的复杂的长链网状结构, 能大大减少水分子在其结构内的移动, 因此, 表面活性剂对其作用较难进行^[35-36]。

DDBAC 投加量对 pH 为 5 条件下污泥各层 EPS 中 PN 与 PS 的影响如图 4(c)、4(d) 所示。经过芬顿氧化钙体系处理后, EPS 中 PN 和 PS 的总量下降趋势, 与 pH 为 3 时的趋势一致, L-EPS 中 PN、PS 的含量变化并无规律可循。不同的是, S-EPS 中 PN 与 PS 的含量略有升高。随着 DDBAC 的投加量增加, EPS 总量与 T-EPS 中 PN、PS 含量变化一致, 呈现出先降低后增长的趋势, 在投加量为 $60 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (DS) 时达到最低。不同的是, S-EPS 中 PN、PS 含量则呈现出一直增长的趋势。这是因为, 在 pH 为 5 的弱芬顿条件下产生的羟基自由基数量有限, 只能将污泥中的部分 EPS 氧化。随着 DDBAC 投加量增加, 更多的 T-EPS 向 S-EPS 和 L-EPS 转化。虽然 EPS 总量的慢速降低证实了水解过程仍在继续, 但 S-EPS 中 PN 与 PS 的含量增长则证明了此时的增溶效果更强。因此, T-EPS 更能较 S-EPS 作为表征污泥脱水效果的参考依据。而以上结果也证实了芬顿氧化钙的前处理对 DDBAC 深化污泥脱水有较好的作用。

3 结论

1) 在 pH 为 3, Fe^{2+} 、 H_2O_2 、CaO 投加量分别为 30、60、60 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (DS) 的条件下, 当 DDBAC 投加量为 $60 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (DS) 时, 可以将脱水泥饼含水率降低至 68.57%。

2) 在 pH 为 5 的弱芬顿条件下, DDBAC 对污泥体系 SV、CST 和 TTF 的降低率更高。其原因是, 芬顿过程产生的羟基自由基破坏了污泥表面 EPS 的稳定性, 使部分难溶性 EPS 得到初步水解, 此时, DDBAC 增溶效果更显著; 而在 pH 为 3 时, 芬顿过程已将体系大部分难降解有机物水解, 此时 DDBAC 的增溶效果不明显。

3) 芬顿 CaO 体系联合 DDBAC 可以在降低 CaO 的用量的同时, 提高污泥的脱水能力, 相较于 DDBAC 的单独处理, 该体系也可以有效降低 DDBAC 的用量。

4) 在芬顿 CaO 前处理条件下, 在一定范围内, EPS 总量随 DDBAC 投加量增加而降低; 而且在污泥各 EPS 层中, T-EPS 相较于 S-EPS 和 L-EPS, 与污泥脱水性能有更强的联系。

参考文献

- [1] QI Y, THAPA K B, HOADLEY A F A. Application of filtration aids for improving sludge dewatering properties: A review[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 171: 373-384.
- [2] YANG G, ZHANG G M, WANG H C. Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China[J]. *Water Research*, 2015, 78: 60-73.
- [3] 王丽苹, 李平, 木合塔尔·吐尔洪, 等. $\text{Fe}^0/\text{H}_2\text{O}_2$ 类芬顿法提高污泥脱水性能及机理分析[J]. *现代化工*, 2018, 38(12): 119-123.
- [4] TONY M A, ZHAO Y Q, TAYEB A M. Exploitation of Fenton and Fenton-like reagents as alternative conditioners for alum sludge conditioning[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21: 101-105.
- [5] HOUGHTON J I, QUARMBY J, STEPHENSON T. Municipal wastewater sludge dewaterability and the presence of microbial extracellular polymer[J]. *Water Science & Technology*, 2001, 44(2/3): 373-379.
- [6] YU G H, HE P J, SHAO L M. Stratification structure of sludge flocs with implications to dewaterability[J]. *Environmental*

- Science & Technology, 2008, 42(21): 7944-7949.
- [7] FENG X, DENG J C, LEI He Y, et al. Dewaterability of waste activated sludge with ultrasound conditioning[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(3): 1074-1081.
- [8] SHENG G P, YU H Q, LI X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review[J]. *Biotechnology Advances*, 2010, 28: 882-894.
- [9] BUYUKKAMAIC N. Biological sludge conditioning by Fenton's reagent[J]. *Process Biochemistry*, 2004, 39(11): 1503-1506.
- [10] 徐文迪, 常沙, 明铁山, 等. 基于硫酸根自由基(SO₄^{·-})的污泥预处理技术[J]. 环境工程学报, 2018, 12(5): 1528-1535.
- [11] GUO S D, LIANG H, BAI L M. Synergistic effects of wheat straw powder and persulfate/Fe(II) on enhancing sludge dewaterability[J]. *Chemosphere*, 2019, 215: 333-341.
- [12] LIU L Y, YAN H, YANG C. Dewatering of drilling sludge by ultrasound assisted Fe(II)-activated persulfate oxidation[J]. *Royal Society of Chemistry*, 2018, 8: 29756-29766.
- [13] 汪日平, 王继鹏, 周正伟, 等. Fe₃O₄/石墨烯-H₂O₂预处理对污泥脱水性能的影响及其作用机理[J]. 环境工程学报, 2017, 11(10): 5590-5596.
- [14] 于文华, 濮文虹, 时亚飞, 等. 阳离子表面活性剂与石灰联合调理对污泥脱水性能的影响[J]. 环境化学, 2013, 32(9): 1785-1791.
- [15] 李雪, 李飞, 曾光明, 等. 表面活性剂对污泥脱水性能的影响及其作用机理[J]. 环境工程学报, 2016, 10(5): 2221-2226.
- [16] 陈银广, 杨海真, 吴桂标, 等. 表面活性剂改进活性污泥的脱水性能及其作用机理[J]. 环境科学, 2000, 21(5): 97-100.
- [17] 刘欢. F-S复合调理剂对市政污泥脱水性能影响的研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2012.
- [18] LIN Y F, JING S R, LEE D Y. Recycling of wood chips and wheat dregs for sludge processing[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 76(2): 161-163.
- [19] 张昊, 杨家宽, 虞文波, 等. Fenton试剂与骨架构建体复合调理剂对污泥脱水性能的影响[J]. 环境科学学报, 2013, 33(10): 2742-2749.
- [20] HONG C, SI Y X, XING Y, et al. Effect of surfactant on bound water content and extracellular polymers substances distribution in sludge[J]. *RSC Advances*, 2015, 5: 23383-23390.
- [21] HONG C, XING Y, HUA X F, et al. Dewaterability of sludge conditioned with surfactant DDBAC pretreatment by acid/alkali[J]. *Environmental Biotechnology*, 2015, 99: 6103-6111.
- [22] 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[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(10): 146-151.
- [23] 刘中兴, 谢传欣, 石宁, 等. 过氧化氢溶液分解特性研究[J]. 齐鲁石油化工, 2009, 37(2): 99-102.
- [24] RIVAS F J, FRADES B J, BUXEDA P. Oxidation of p-hydroxybenzoic acid by Fenton's reagent[J]. *Water Research*, 2001, 35: 387-396.
- [25] LO I M C, LAI K C, CHEN G H. Salinity effect on mechanical dewatering of sludge with and without chemical conditioning[J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35: 4691-4696.
- [26] YANG S F, LI X Y. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on the characteristics of activated sludge under non-steady-state conditions[J]. *Process Biochemistry*, 2009, 44(1): 91-96.
- [27] RIESZ P, BERDAHL D, CHRISTMAN C L. Free radical generation by ultrasound in aqueous and nonaqueous solutions[J]. *Environmental Health Perspectives*, 1985, 64: 233-252.
- [28] 余瑞元, 袁明秀, 陈丽蓉, 等. 生物化学实验原理和方法[M]. 2版. 北京: 北京大学出版社, 2005.
- [29] 黄绍松, 梁嘉林, 张斯玮, 等. Fenton氧化联合氧化钙调理对污泥脱水的机理研究[J]. 环境科学学报, 2018, 38(5): 1906-1919.

- [30] MIKKELSEN L H, KEIDING K. Physico-chemical characteristics of full scale sewage sludges with implications to dewatering[J]. *Water Research*, 2002, 36(10): 2451-2462.
- [31] WANG L F, HE D Q, TONG Z H. Characterization of dewatering process of activated sludge assisted by cationic surfactants[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2014, 91: 174-178.
- [32] WANG H W, DENG H H, MA L M, et al. Influence of operating conditions on extracellular polymeric substances and surface properties of sludge flocs[J]. *Carbohydrate Polymers*, 2013, 92: 510-515.
- [33] HONG C, WANG Z Q, SI Y X, et al. Improving sludge dewaterability by combined conditioning with Fenton's reagent and surfactant[J]. *Environmental Biotechnology*, 2017, 101: 809-816.
- [34] FU J J, XIA C J, WANG Y. An investigation for the key role of surfactants in activated sludge dewatering[J]. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 2010, 43(2): 238-246.
- [35] SHEN W, ZHANG K C, KORNFELD J A, et al. Tuning the erosion rate of artificial protein hydrogels through control of network topology[J]. *Nature Materials*, 2006, 5(2): 153-158.
- [36] WEST E R, XU M, WOODRUFF T K, et al. Physical properties of alginate hydrogels and their effects on in vitro follicle development[J]. *Biomaterials*, 2007, 28(30): 4439-4448.

(责任编辑: 金曙光)

Effect of Fenton's reagent and CaO system combined with DDBAC on sludge dewaterability

WANG Jie¹, CHEN Yu^{1,*}, ZHAO Yuting¹, HE Liwenzhe², LIU Ying¹

1. School of Geosciences and Environmental Engineering, Southwest Jiaotong University, Chengdu 610031, China

2. School of Civil Engineering, Southwest Jiaotong University, Chengdu 610031, China

*Corresponding author, E-mail: chenyl123@swjtu.edu.cn

Abstract In order to reduce the amount of CaO and increase the applicable pH for the Fenton reaction, the effect of Fenton's reagent and CaO system combined with DDBAC on the cracking effect and dewaterability of sludge under pH values of 3 and 5 were investigated in this study. Water content of filtered cake (W_c), capillary suction time (CST), and time to filter (TTF), sludge volume (SV), protein (PN) and polysaccharide (PS) contents in extracellular polymeric substance (EPS) were used to evaluate the sludge dewaterability. And single factor experiment was conducted on DDBAC's dosage to find the optimal dosages. The results showed that the sludge dewaterability was the best when the dosages of H_2O_2 , Fe^{2+} , CaO and DDBAC were 60, 30, 60 and 60 $mg \cdot g^{-1}$ (DS), at a pH of 3. The W_c , CST, TTF and SV were 68.57%, 24 s, 44 s and 72%, and the total PN and PS in the sludge EPS were significantly reduced. The change of T-EPS content was more strongly related to the change of sludge dewaterability than that of S/ L-EPS. Under the condition of pH 5, the combined system also had a good dewaterability, and the filter cake's pH was close to neutral, which had certain reference value for the application of Fenton's reagent in weak acid environment. The combined system could effectively reduce the dosage of CaO, and at the same time avoided the problem of high pH of treated sludge, easy hardening, and will not cause secondary pollution.

Keywords sludge; Fenton; CaO; DDBAC; EPS; dewaterability