



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.201901088

中图分类号 X703

文献标识码 A

李会东, 李璟, 张哲歆, 等. 过氧化钙联合絮凝剂调理污泥改善脱水性能[J]. 环境工程学报, 2019, 13(11): 2736-2742.

LI Huidong, LI Jing, ZHANG Zhixin, et al. Calcium peroxide-flocculant joint conditioning sludge to improve its dewaterability[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(11): 2736-2742.

过氧化钙联合絮凝剂调理污泥改善脱水性能

李会东*, 李璟, 张哲歆, 刘欣欣, 王之夏

内蒙古工业大学土木工程学院, 呼和浩特 010051

第一作者: 李会东(1974—), 男, 博士, 副教授。研究方向: 工业废水处理等。E-mail: liuidong@imut.edu.cn

*通信作者

摘要 污泥经过 CaO_2 联合絮凝剂处理后, 其脱水性能得到明显改善。采用改变初始 pH、调理剂投加量以及改变调理剂投加顺序的方法, 调理污泥改善脱水性能; 采用 Zeta 电位、激光粒度、胞外聚合物及结合水分析对调理前后的污泥进行了表征; 研究了调理剂不同投加量对污泥脱水性能的影响; 探讨了不同调理剂下污泥脱水机理。结果表明: CaO_2 联合絮凝剂(微生物絮凝剂或壳聚糖)明显改善污泥脱水降低污泥含水率; CaO_2 联合絮凝剂调理后的污泥粒径和 Zeta 电位均有所减小, 并且 CaO_2 在絮凝剂之前投加, 降低幅度更加明显; 先投加 CaO_2 , 污泥层状结构会在氧化作用下发生裂解破碎, 形成不规则的小絮体, 使污泥破坏得更彻底; 在絮凝剂之前投加 CaO_2 , 污泥经过处理后的可溶性糖类和可溶性蛋白质的浓度增加, 而结合的糖类、蛋白质及结合水的变化量却减小。因此, CaO_2 联合絮凝剂可以优化污泥脱水性能, 且 CaO_2 与絮凝剂的投加顺序对于污泥脱水有显著影响。

关键词 污泥脱水; 过氧化钙; 微生物絮凝剂; 污泥调理; 投加顺序

随着污水处理厂污泥排放量的逐渐增加, 未脱水剩余污泥给运输、贮存带来诸多问题, 如果不能有效处理将会转移到大气、水体和土壤中, 带来二次污染^[1]。通常, 传统机械脱水方式对污泥脱水效果比较有限, 需要在机械脱水之前进行污泥调理。

目前的研究已经使用了几种调节过程以提高污泥脱水性能, 包括化学、物理、生物调节过程。丁绍兰等^[2]利用 CaO_2 氧化处理污泥; 张微^[3]利用微生物絮凝剂处理富营养化水体; 高明^[4]利用壳聚糖絮凝剂调理污泥脱水。以上研究人员均仅单独应用调理剂处理污泥来改善脱水性能。

本研究采用 CaO_2 与微生物絮凝剂或壳聚糖两两组合的方式调理污泥, 并且优化投加顺序, 重点研究 CaO_2 与絮凝剂投加顺序对调理污泥改善脱水性能的影响。

1 材料与方法

1.1 实验原料、试剂与仪器

原污泥取自内蒙古呼和浩特某污水厂, 取回立即放入冰箱中, $4\text{ }^\circ\text{C}$ 下静置 24 h。实验中所用污泥样品均为弃去上清液后所获得的剩余污泥。

收稿日期: 2019-01-11; 录用日期: 2019-05-22

基金项目: 内蒙古自治区自然科学基金资助项目(2017MS0217); 内蒙古自治区高等学校科学研究项目(NJZY16084); 内蒙古工业大学科学研究项目(ZD201511)

实验试剂：过氧化钙 (CaO_2)、壳聚糖等均为分析级试剂，微生物絮凝剂根据张薇^[3]的方法分离筛选提取制备。

实验仪器：激光粒度分析仪 (BT-9300S 型，丹东百特仪器有限公司)，Zeta 电位 (NanoPlus，麦克默瑞提克仪器有限公司)，扫描电子显微镜 (日立高新 S-4800，日立高新技术公司)。

1.2 实验方法

分别取一定量 CaO_2 (0.8、1.0、1.2 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)、微生物絮凝剂 (4.0、5.0、6.0 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)、壳聚糖 (4.0、5.0、6.0 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 于 100 mL 污泥中，并将盛放污泥的 100 mL 烧杯置于数显式磁力搅拌器，常温搅拌 5 min，随后进行污泥比阻实验。做 3 组平行实验，实验结果取平均值。

CaO_2 、微生物絮凝剂及壳聚糖对污泥脱水性能的影响结果如表 1 所示。可以看出， CaO_2 在 1.0 $\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ 污泥脱水效果最佳，微生物絮凝剂和壳聚糖均在 5.0 $\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ 时效果最好。

实验取一定剂量调理剂于 100 mL 污泥中，最优条件下进行污泥调理。为了分析 CaO_2 和絮凝剂投加顺序对调理污泥的影响，取 2 种絮凝剂与 CaO_2 相互组合，设置分组如下：原污泥、 CaO_2 -微生物絮凝剂、微生物絮凝剂- CaO_2 、壳聚糖- CaO_2 、 CaO_2 -壳聚糖，然后分析样品的脱水性能并研究相关机理，絮凝剂的投加方式如表 2 所示。

影响 CaO_2 调理污泥脱水作用的主要因素是 pH^[5]，故本实验初始 pH 设置为 5、6、7、8 和 9 等 5 个梯度，考察其对污泥脱水性能的影响。按以上顺序及剂量投加搅拌后，测定对应比阻 (SRF)。

表 1 调理及投加量

Table 1 Conditioning and dosage

调理剂	调理剂投加量/ ($\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$)	比阻 SRF/ ($10^{13}\text{ m}\cdot\text{kg}^{-1}$)	含水率/%
CaO_2	0.8	9.93	90.06
	1.0	5.77	83.76
	1.2	10.43	92.27
微生物絮凝剂	4.0	7.18	91.04
	5.0	5.38	88.41
	6.0	11.14	90.20
壳聚糖	4.0	11.03	91.48
	5.0	10.48	90.94
	6.0	13.61	92.20
原泥	0	15.55	92.72

表 2 调理剂投加方式

Table 2 Methods of conditioner dosing

调理剂	投加量/ $(\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$			投加顺序	最佳温度/ $^{\circ}\text{C}$
	CaO_2	微生物絮凝剂	壳聚糖		
原泥	0	0	0	300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 10 min	30
CaO_2 -微生物絮凝剂	0.1	0.5	0	CaO_2 300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 3 min，微生物絮凝剂 500 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 7 min	30
微生物絮凝剂- CaO_2	0.5	0.1	0	微生物絮凝剂 500 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 7 min， CaO_2 300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 3 min	30
CaO_2 -壳聚糖	0.1	0	0.1	CaO_2 300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 5 min，壳聚糖 300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 5 min	30
壳聚糖- CaO_2	0.1	0	0.1	壳聚糖 300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 5 min， CaO_2 300 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 搅拌 5 min	30

1.3 分析方法

污泥 Zeta 电位测定。分别将原污泥和不同调理剂处理后的污泥置于 50 mL 离心试管中，以 10 000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 的转速离心 10 min，收集上清液。

污泥悬浊液粒径分布。使用去离子水将污泥样品稀释后，采用激光粒度分析仪^[5]测定污泥粒径分布。

微观形貌分析。通过扫描电子显微镜 (SEM) 研究污泥样品的微观形貌特征。

胞外聚合物 (EPS) 的提取和测定。将样品置于 50 mL 离心试管，在 3 000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 10 min，

收集上清液视为可溶性EPS(S-EPS);加入0.05% NaCl溶液作为缓冲溶液,并轻摇1 min至沉淀完全溶解,在2 kHz超声处理10 min,并将此重悬的溶液在7 000 r·min⁻¹离心10 min,收集离心溶液视为松散结合的EPS(LB-EPS);加入缓冲液并轻摇1 min,至残留沉淀完全溶解,在2 kHz超声处理10 min,并将此重悬的溶液在10 000 r·min⁻¹离心10 min,收集离心上清液视为紧密结合的EPS(TB-EPS)。用蒽酮法测定多糖,改良Folin-Lowry法测定蛋白质^[6]。

结合水测定。将一定量调理后的污泥置于100 mL离心试管,在10 000 r·min⁻¹离心15 min,除去上清液称得 W_1 ,并在105 °C烘干到恒重,称得 W_2 ,离心之前的重量 W_0 ^[7], W_1/W_0 和 W_2/W_0 分别反映不同状态预期结合水的变化。

2 结果与讨论

2.1 调理剂投加顺序对污泥脱水性能的影响

调理剂投加顺序对污泥脱水性能的影响结果如图1所示,CaO₂与微生物絮凝剂或壳聚糖两两组合调理后污泥的SRF(7.13×10¹³、12.35×10¹³、5.84×10¹³、10.98×10¹³ m·kg⁻¹)均低于原泥SRF(15.55×10¹³ m·kg⁻¹);CaO₂与微生物絮凝剂及壳聚糖两两组合调理后污泥的含水率分别为79.18%、82.41%、80.47%、89.74%,而原污泥的含水率高达92.72%。由此可见,CaO₂联合絮凝剂作用的污泥与原泥相比具有更好的脱水性能。由图1可以看出,SRF(CaO₂-微生物絮凝剂)<SRF(微生物絮凝剂-CaO₂)<SRF(原泥),SRF(CaO₂-壳聚糖)<SRF(壳聚糖-CaO₂)<SRF(原泥),由此可见,CaO₂投加顺序对污泥脱水的影响较大,CaO₂在水中会缓慢生成H₂O₂和O₂,是一种安全性高且通用的氧化剂;同时,生成的Ca²⁺还有助于助凝作用,经计算,在絮凝剂与CaO₂的最佳投加比例下,生成的Ca²⁺完全可以满足絮凝剂对助凝剂投加量的需求。因此,经过CaO₂-絮凝剂调节的污泥比絮凝剂-CaO₂调节的污泥具有更好的脱水性能。

2.2 初始pH对污泥脱水性能影响

初始pH对污泥脱水性能的影响如图2所示。CaO₂-壳聚糖调理污泥在pH为5最佳、CaO₂-微生物絮凝剂调理污泥的最佳pH为7、壳聚糖-CaO₂调理污泥pH均在6为最佳。WU等^[8]证明在偏酸性环境中,CaO₂可在数小时内完全反应,但当pH超过8时,需要几天乃至几十天才可以反应完全。CaO₂反应属于放热反应,随pH的增大,放热逐渐降低,pH越高,越不利于CaO₂的反应。因此,pH是研究CaO₂作为调理剂的主要因素。在最佳pH时,SRF(CaO₂-微生物絮凝剂)<SRF(微生物絮凝剂-CaO₂),SRF(CaO₂-壳聚糖)<SRF(壳聚糖-CaO₂),由此可见,在最佳条件下,经过CaO₂-絮凝剂调节的污泥比絮凝剂-CaO₂调节的污泥脱水性能更好。

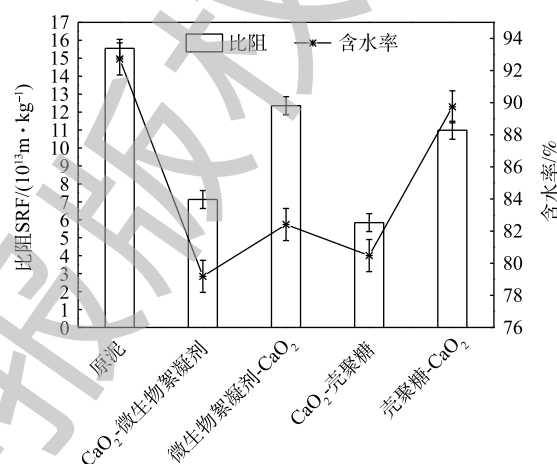


图1 不同调理剂组合对污泥脱水的影响

Fig. 1 Effects of different combinations of conditioning agents on sludge dewatering

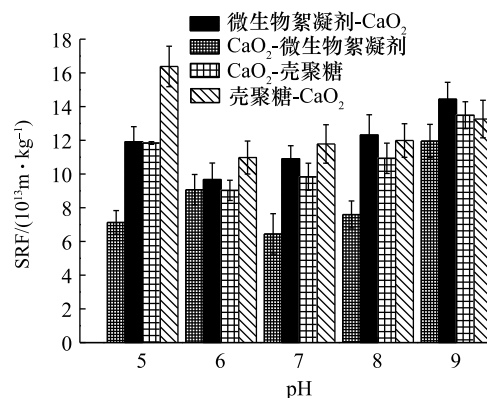


图2 pH对污泥脱水的影响

Fig. 2 Effects of pH on sludge dewatering

2.3 污泥 Zeta 电位分析

污泥 Zeta 电位分析结果如图 3 所示，原污泥电位为 -6.18 mV ，调理后污泥的电位分布如下：微生物絮凝剂- CaO_2 为 -5.43 mV 、壳聚糖- CaO_2 为 -4.58 mV 、 CaO_2 -微生物絮凝剂为 -1.03 mV 、 CaO_2 -壳聚糖为 -4.07 mV 。根据 DLOV 理论，Zeta 电位越接近 0 mV ，污泥颗粒脱水性能越好。因此，由以上数据可知， CaO_2 -絮凝剂对污泥脱水的调理效果最好。本结果与 CAO 等^[9]的研究结果一致，通常情况下，污泥颗粒之间会因为带有相同电荷而排斥，形成相对稳定的胶体态系统，不利于污泥颗粒的脱水性能^[10]。因此，减少污泥表面电荷，使污泥颗粒间脱稳凝聚，也被作为改善污泥脱水性能的一种手段。如果先添加 CaO_2 ，会使溶液中离子浓度增高，再添加絮凝剂，会使颗粒之间由于絮凝作用相互靠近，扩散层厚度被减小，Zeta 电位降低。

2.4 污泥粒径分布分析

将各污泥中粒径视为不同调理剂处理后的粒径分布如图 4 所示，调理后污泥的粒径分布结果为 CaO_2 -微生物絮凝剂 ($33.73\text{ }\mu\text{m}$) > 微生物絮凝剂- CaO_2 ($32.97\text{ }\mu\text{m}$) > 原泥 ($30.92\text{ }\mu\text{m}$)； CaO_2 -壳聚糖 ($31.65\text{ }\mu\text{m}$) > 壳聚糖- CaO_2 ($31.10\text{ }\mu\text{m}$) > 原泥 ($30.92\text{ }\mu\text{m}$)，以上 2 组数据均表明 CaO_2 在絮凝剂之前投加污泥颗粒更大。产生以上结果的原因可能是，污泥 EPS 中的大分子聚合物会因 CaO_2 的氧化作用转化为低分子质量物质，污泥絮体会在一定程度上发生裂解，导致污泥絮体粒径逐渐减小，絮凝剂使污泥颗粒在桥接、沉淀网捕以及电中和的作用下迅速聚集成更大的颗粒^[11]。随着反应时间的延长，压缩双电层所引起的聚集体会因为发生水分剥离使絮凝物尺寸逐渐减小。当聚集的速率与断裂的速率达到平衡时，絮体粒径大小达到稳定^[12]。通过比较图 4 所得数据，表明 CaO_2 -絮凝剂对污泥脱水调理效果更好。

2.5 微观形貌分析

图 5(a) 为原污泥的扫描电镜微观形貌图，可以看出，原污泥表面为紧密结合且相对光滑的层状结构，孔隙较少。图 5(b) 为微生物絮凝剂- CaO_2 调理后污泥的扫描电镜微观形貌图，可以看出，污泥絮体出现裂痕，表面变得疏松凹凸而不规则，但没有出现较多较大孔隙。图 5(c) 为污泥在 CaO_2 -微生物絮凝剂调理的扫描电镜微观形貌图，可以看出，污泥絮体表面粗糙不平且由无数小的团状结构聚集组成，出现较多较大孔隙。上述实验结果出现差异的原因可能为：在图 5(b) 中，污泥在絮凝剂的作用下先絮凝成一个更加密实的整体，将水分牢牢锁住，即使 CaO_2 的氧化作用使污泥表面发生裂解，絮体出现裂痕，也没有形成较多的孔隙^[13]；在图 5(c) 中，先投加 CaO_2 ，污泥层状结构会在氧化作用下发生裂解破碎形成不

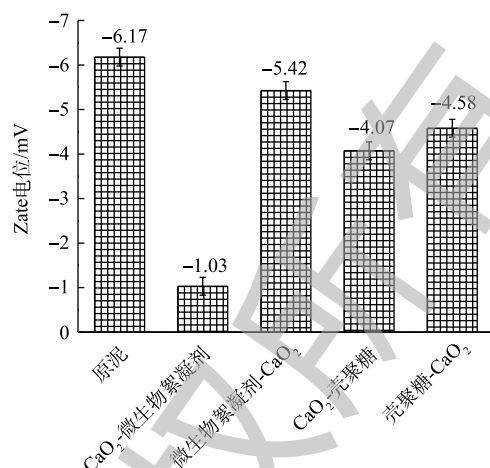


图 3 不同调理剂组合对污泥 Zeta 电位的影响

Fig. 3 Effects of different conditioning agent combinations on the zeta potential of sludge

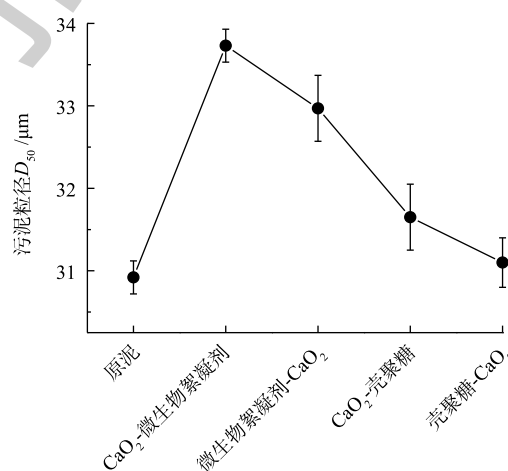


图 4 不同调理剂组合对污泥粒度分布的影响

Fig. 4 Effects of different conditioning agent combinations on particle size distribution of sludge

规则的小絮体,即使絮凝剂重新团聚组装,也无法拼接成一个密实的整体。由此可见 CaO_2 在絮凝剂之前投加对污泥结构破坏更彻底。

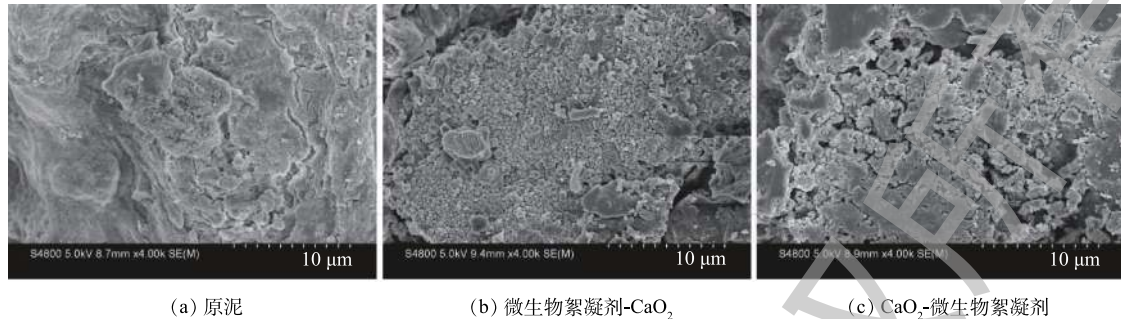


图5 原污泥和调理后污泥的扫描电镜图

Fig. 5 Scanning electron micrograph images of raw and conditioned sludge

2.6 胞外聚合物 (EPS) 分析

不同调理剂组合对污泥胞外聚合物 (EPS) 的蛋白质和多糖含量的影响如图6所示。糖类和蛋白质的可溶性胞外聚合物 (S-EPS) 变化基本一致: CaO_2 -微生物絮凝剂 > CaO_2 -壳聚糖 > 壳聚糖- CaO_2 > 微生物絮凝剂- CaO_2 > 原泥。结合蛋白质 (LB-EPS、TB-EPS) 变化: 原泥 > 壳聚糖- CaO_2 > 微生物絮凝剂- CaO_2 > CaO_2 -壳聚糖 > CaO_2 -微生物絮凝剂。结合糖类 (LB-EPS、TB-EPS) 变化: 原泥 > 壳聚糖- CaO_2 > 微生物絮凝剂- CaO_2 > CaO_2 -微生物絮凝剂 > CaO_2 -壳聚糖。由此可知, 调理剂处理过的可溶性糖类和可溶性蛋白质的浓度增加, 而结合的糖类和蛋白质却呈相反趋势。归纳数据表明 CaO_2 -絮凝剂具有更好的破坏污泥絮凝物的效果。这与已有研究^[14-15]的结论一致: 在非稳态的运行条件下, 污泥的絮凝性、沉降性、压缩性和脱水性与 S-EPS 的含量呈正相关, 而与 LB-EPS、TB-EPS 的含量。因此, 先投加 CaO_2 对污泥脱水性更好。

2.7 结合水分析

结合水分析实验结果 (如图7所示), 湿泥饼与烘干到恒重的干泥饼在离心处理过后, 结合水的变化趋势是一致的, 均为 CaO_2 -微生物絮凝剂 < CaO_2 -壳聚糖 < 微生物絮凝剂- CaO_2 < 壳聚糖- CaO_2 < 原泥, 实验结果与前面胞外聚合物及扫描电镜的分析结果一致。 CaO_2 的氧化作用使污泥发生裂解破碎, 絮凝剂的絮凝作用会使污泥团聚、锁住一部分水分。综上所述, CaO_2

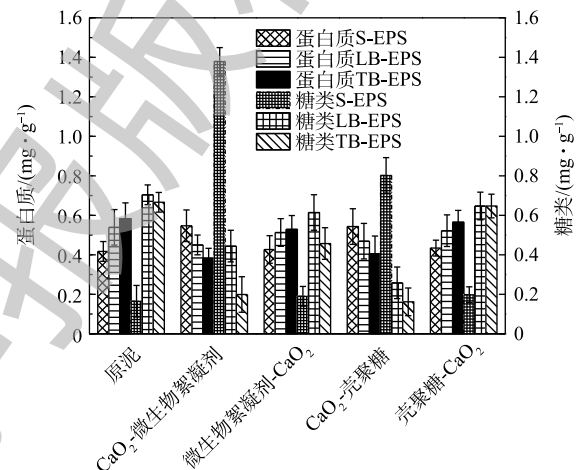


图6 不同调理剂组合对污泥胞外聚合物 (EPS) 的蛋白质和多糖含量的影响

Fig. 6 Effects of different conditioning agents on protein and polysaccharide content in extracellular polymer (EPS) of sludge

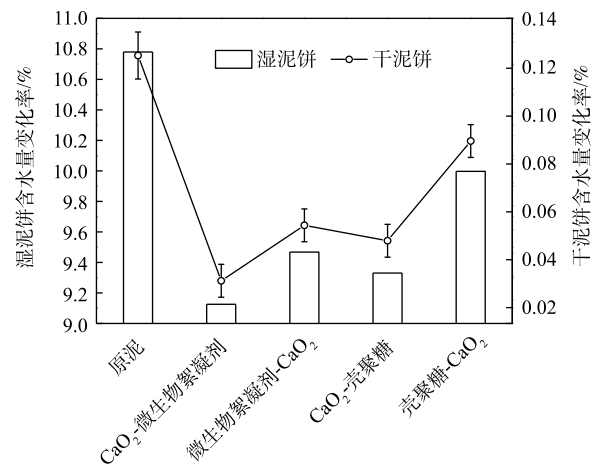


图7 调理后污泥离心后结合水含量变化的影响

Fig. 7 Change in bound water content of conditioned sludge after centrifugation

在絮凝剂之前投加, CaO_2 的氧化作用会使污泥的 Zeta 电位更接近 0 mV、污泥颗粒更大、污泥的产生较多较大孔隙、污泥絮体和细胞结构被破坏更彻底, 在调解过程中更多结合水被释放, 因此, 先投加 CaO_2 有助于破坏细胞壁以及溶解 EPS, 更好地改善污泥脱水性能。

3 结论

1) 调理剂投加顺序按照先加 $0.1 \text{ g}\cdot\text{mL}^{-1}\text{CaO}_2$ 、后加 $0.5 \text{ g}\cdot\text{mL}^{-1}$ 微生物絮凝剂或壳聚糖污泥, 脱水效果最好。它的含水率降低 20% 左右, 比阻值分别为 $7.13\times 10^{13} \text{ m}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $5.84\times 10^{13} \text{ m}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2) 通过扫描电子显微镜 (SEM)、Zeta 电位、污泥颗粒测试分析, CaO_2 在微生物絮凝剂或者壳聚糖之前投加, 污泥的层状结构被裂解破碎, 形成更小颗粒, 电位更接近于 0 mV, 污泥脱水效果更好。

3) 污泥 EPS 含量的检定结果显示, CaO_2 -微生物絮凝剂或者 CaO_2 -壳聚糖处理污泥后, 可溶性糖类和可溶性蛋白质的浓度增加, 而结合的糖类、蛋白质以及结合水含量明显降低。这表明 CaO_2 在微生物絮凝剂或者壳聚糖之前投加对降低污泥含水率更有效。

参 考 文 献

- [1] 于晓, 李衍博, 张文哲, 等. 化学调理法改善污泥脱水的研究进展[J]. *工业水处理*, 2018, 38(11): 1-6.
- [2] 丁绍兰, 田倩倩, 董凌霄. 过氧化钙预氧化对污泥脱水特性的影响[J]. *陕西科技大学学报*, 2018, 36(4): 17-22.
- [3] 张薇. 一株高效微生物絮凝剂产生菌的分离、鉴定及其对富营养化水体的处理研究[D]. 成都: 四川师范大学, 2015.
- [4] 高明. 壳聚糖接枝共聚污泥脱水剂的制备及污泥脱水性能[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2010.
- [5] 陈湛. 预裂解及重絮凝联合调理强化剩余污泥的脱水效能及其作用机制研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古工业大学, 2016.
- [6] CAI M, HU J, LIAN G, et al. Synergetic pretreatment of waste activated sludge by hydrodynamic cavitation combined with Fenton reaction for enhanced dewatering[J]. *Ultrason Sonochem*, 2018, 42: 609-618.
- [7] WANG H F, HU H, WANG H J, et al. Impact of dosing order of the coagulant and flocculant on sludge dewatering performance during the conditioning process[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 643: 1065-1073.
- [8] WU B, SU L, DAI X, et al. Development of montmorillonite-supported nano CaO_2 for enhanced dewatering of waste-activated sludge by synergistic effects of filtration aid and peroxidation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 307: 418-426.
- [9] CAO B, ZHANG W, DU Y, et al. Compartmentalization of extracellular polymeric substances (EPS) solubilization and cake microstructure in relation to wastewater sludge dewatering behavior assisted by horizontal electric field: Effect of operating conditions[J]. *Water Research*, 2018, 130: 363-375.
- [10] YU W, WEN Q, YANG J, et al. Unraveling oxidation behaviors for intracellular and extracellular from different oxidants (HOCl vs. H_2O_2) catalyzed by ferrous iron in waste activated sludge dewatering[J]. *Water Research*, 2019, 148: 60-69.
- [11] YU W, YANG J, TAO S, et al. A comparatively optimization of dosages of oxidation agents based on volatile solids and dry

- solids content in dewatering of sewage sludge[J]. *Water Research*, 2017, 126: 342-350.
- [12] 李澜, 谷晋川, 张德航, 等. 壳聚糖与硅藻土调理市政污泥[J]. *土木建筑与环境工程*, 2017, 39(1): 140-146.
- [13] 白润英, 陈湛, 张伟军, 等. 过氧化钙预处理对活性污泥脱水性能的影响机制[J]. *环境科学*, 2017, 38(3): 1151-1158.
- [14] LIU H, YANG S, SHI J, et al. Towards understanding the dewatering mechanism of sewage sludge improved by bioleaching processing[J]. *Separation and Purification Technology*, 2016, 165: 53-59.
- [15] 张斯玮, 梁嘉林, 黄锦佳, 等. 缺氧氧化联合零价铁-过氧化氢改善污泥脱水性能的研究[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(3): 780-789.

(本文编辑: 金曙光, 王萌萌, 郑晓梅)

Calcium peroxide-flocculant joint conditioning sludge to improve its dewaterability

LI Huidong*, LI Jing, ZHANG Zhexin, LIU Xinxin, WANG Zhixia

School of Civil Engineering, Inner Mongolia University of Technology, Hohhot 010051, China

*Corresponding author, E-mail: lihuidong@imut.edu.cn

Abstract Sludge was treated by the combination of CaO_2 and flocculant, its dewatering performance was obviously improved. Through changing the initial pH, dosage of conditioner and changed the adding order of conditioner to condition sludge, its dewaterability was improved. The sludge before and after conditioning was characterized by Zeta potential, laser particle size and combined water analysis. The effect of different dose of conditioning agent on sludge dewatering performance was studied. The sludge dewatering mechanisms with different conditioning agents conditioning was discussed. The results show that CaO_2 -flocculants (microbial flocculant and chitosan) joint conditioning could significantly improve sludge dehydration and reduce water content. Both particle size and Zeta potential of conditioned sludge by CaO_2 -flocculant joint conditioning decreased, and more significant decrease occurred when CaO_2 was dosed before flocculant. As CaO_2 was added first, the layered structure of the sludge could be disrupted under oxidation to form small irregular flocs, and sludge was thoroughly destroyed. The concentration of soluble sugars and proteins in conditioned sludge increased when CaO_2 was added before flocculant, while the change amounts of bound carbohydrates, proteins, and bound water were reduced. Therefore, the joint conditioning of CaO_2 and flocculant could optimize sludge dewatering performance, and the dosing order of CaO_2 and flocculant has a significant effect on sludge dewatering.

Keywords sludge dewatering; calcium peroxide; microbial flocculant; sludge conditioning; adding sequence