研究论文

碱性发酵污泥脱水性能的变化及其原因分析

朱建平[1]，彭永臻[1,2]，李晓玲[1]，苏高强[2]，王淑莹[2]
([1] 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室，黑龙江 哈尔滨 150090；
[2] 北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室，北京 100022)

摘要：通过控制温度在 25℃和 35℃，利用 $Ca(OH)_2$ 和 NaOH 调节碱性发酵过程中 pH 至 10，研究了碱性产酸发酵过程中碱性发酵液脱水性能的变化，并且分析了影响碱性发酵液脱水性能的因素。研究发现 NaOH 条件下得到的发酵污泥的脱水性能比 $Ca(OH)_2$ 条件下得到的发酵污泥的脱水性能差，同种碱试剂条件下，35℃条件下的发酵污泥脱水性能比 25℃条件下差。通过对溶解的蛋白和多糖含量的分析，得出在一定范围内，两者的含量与标准化 CST（毛细吸水时间）存在较好的线性关系，并且单位多糖比单位蛋白更能引起发酵污泥脱水性能的恶化。通过对溶解的蛋白多糖结合 Zeta 电位、平均粒径分析，得出温度和 Ca^{2+} 可能是引起碱性发酵污泥脱水性能差异的根本原因，Ca^{2+} 能中和胶体表面较多的负电荷，在污泥絮体之间起到良好的吸附架桥作用，从而不利于污泥的水解，抑制有机物的溶出，而有利于污泥的脱水。从脱水成本和产酸量综合分析，$Ca(OH)_2$ 比 NaOH 更适合作为碱试剂调节 pH，25℃条件下更适合作为碱性发酵的温度。

关键词：碱试剂；脱水性能；碱性发酵；Ca^{2+}；温度；吸附架桥
DOI：10.3969/j.issn.0438-1157.2013.11.044
中图分类号：X 703 **文献标志码**：A **文章编号**：0438－1157（2013）11－4210－06

Change and mechanism of sludge dewaterability during alkaline fermentation

ZHU Jianping[1], PENG Yongzhen[1,2], LI Xiaoling[1], SU Gaoqiang[2], WANG Shuying[2]
([1] *State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin* 150090, *Heilongjiang, China*; [2] *Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing Institute of Technology, Beijing* 100022, *China*)

Abstract: Change of sludge dewaterability during alkaline fermentation was investigated by controlling temperature at 25℃ and 35℃ and using $Ca(OH)_2$ and NaOH to adjust the pH of reactor. The factors influencing dewaterability of alkline fermentation sludge were analyzed. Alkaline fermentation sludge with pH adjusted by NaOH had poorer dewaterability than that with pH adjusted by $Ca(OH)_2$. Dewaterability of the sludge fermented at 35℃ was worse than the sludge fermented at 25℃ using the same alkaline fermentation. The CST (capillary suction time) correlated with the soluble proteins concentration in alkaline fermentation sludge within a certain range and the change of soluble carbohydrates concentration had a more remarkable influence on the CST than proteins. The analysis combining Zeta potential, particle size with soluble carbohydrates and proteins indicated that temperature and concentration of Ca^{2+} may be the cause for dewaterability difference of the sludge using different alkaline reagents. Ca^{2+} could neutralize more negative charge and act as a better bridging agent between flocs, which may inhibit sludge hydrolysis and dissolution of organics, but improve dewaterability of the sludge. From the angle of dewatering cost

2013－03－22 收到初稿，2013－06－05 收到修改稿。
Received date: 2013－03－22.

联系人：彭永臻。第一作者：朱建平（1987—），男，硕士研究生。
Corresponding author: Prof. PENG Yongzhen, pyz@bjut.edu.cn

基金项目：国家自然科学基金项目（51178007）。
Foundation item: supported by the National Natural Science Foundation of China (51178007).

© 1994-2014 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

and SCFAs (short chain fatty acids) products, $Ca(OH)_2$ is a better alkaline reagent than NaOH to adjust the pH of sludge during alkaline fermentation.

Key words: alkaline reagent; dewaterability; alkaline fermentation; Ca^{2+}; temperature; bridging agent

引　言

近年来，国内外学者提出了污泥厌氧碱性发酵产酸（污泥碱性发酵），它能在常温下溶出大量有机物[1-3]。产生的有机酸能作为城市污水处理厂脱氮除磷的碳源，与普通碳源相比能取得更高的脱氮除磷效果，更容易实现短程消化，产生更少的温室气体等[4-6]。同时可以利用碱性发酵作为产甲烷的前期阶段，提高了甲烷产量[7-8]。

经碱性厌氧发酵后的污泥是一种难于脱水的污泥，以上研究大部分是通过高速离心碱性发酵污泥得到上清液而进行发酵液利用的，碱性发酵液的泥水分离是发酵液应用的中间环节，但也是难以解决的问题，限制了碱性发酵液的大规模应用。Li 等[9]在中试条件下利用阳离子＋CPAM（阳离子型聚丙烯酰胺）成功实现了碱性发酵污泥的泥水分离，并用于中试规模下污水的脱氮除磷，取得了良好的效果。苏高强等[10]研究了不同碱类型对剩余污泥碱性发酵及脱水性能的变化，但碱性发酵污泥难于脱水的原因和影响因素至今鲜有文献报道。本文利用静态实验，考察了 35、25℃时，$Ca(OH)_2$ 和 NaOH 条件下碱性发酵污泥脱水性能的变化。以期考察不同温度和碱试剂条件下污泥脱水性能的变化，从脱水角度为碱性发酵过程中的碱试剂和温度选择提供参考。

1　实验的材料与方法

1.1　实验污泥来源和性质

实验所用污泥来源于哈尔滨太平污水处理厂污泥泵房的二沉池排泥管。污泥取回后，用 0.5 mm×0.5 mm 的滤网过滤掉较大的固体杂质。同时将污泥在室温下沉淀一段时间，排去上清液。将浓缩后的污泥在 4℃冰柜中冷藏储存备用。碱性发酵前一天将污泥混匀，置于室温，测得的性质如表 1 所示。

表 1　污泥性质

Table 1　Sludge characteristics

Item	Value
pH	6.71
particle size/μm	112.3
TSS/mg·L^{-1}	24515
VSS/mg·L^{-1}	14430
VSS/TSS	~0.587
PO_4^{3-}/mg·L^{-1}①	147.93
NH_4^+/mg·L^{-1}①	41.52
SCOD/mg·L^{-1}①	233.1
protein/mg COD·L^{-1}①	108.1
carbohydrate/mg COD·L^{-1}①	84.38
Zeta potential/mV①	−14.53
CST/s	19.3
Ca^{2+}/mg·L^{-1}①	75.3
Na^+/mg·L^{-1}①	79.32
Mg^{2+}/mg·L^{-1}①	51.12

① Value of sludge supernatant after centrifugation.

1.2　实验装置和方法

批式实验装置由本实验室的连续碱性发酵反应器（图 1）改装而成，连续碱性发酵反应装置由发酵区和水浴系统组成，发酵区中Ⅰ为反应区，Ⅱ为排泥区（本实验不用）。实验时，将进泥阀关闭，向 4 个反应器中分别注入 5 L 经浓缩的污泥。各反应器运行情况如表 2 所示。

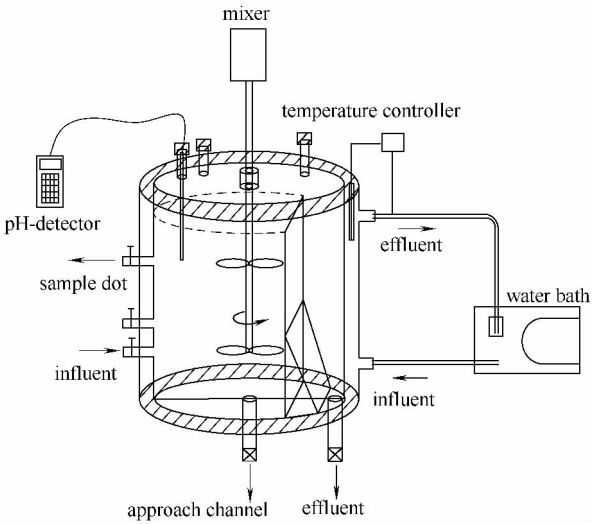

图 1　连续流碱性发酵反应器装置

Fig. 1　Continuous alkaline fermentation reactor

实验周期为 20 d，每天早 9 点和晚 9 点将 4 个反应器的 pH 调节至 10，前 6 d 每天取样 1 次，此后每 2 d 取样 1 次，每次分别从 4 个反应器中取 5 ml 发酵污泥在 6000 r·min^{-1}条件下离心 30 min[11]，

© 1994-2014 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

表 2 各反应器运行状况

Table 2 Running state of reactors

Reactor code	T/℃	Alkaline reagent	Stirring speed/r·min^{-1}
1	35±1	$Ca(OH)_2$	110
2	25±1	$Ca(OH)_2$	110
3	35±1	NaOH	110
4	25±1	NaOH	110

取其上清液用于测定 SCOD、蛋白、多糖、Zeta 电位，取 5 ml 在 10000 r·min^{-1}条件下离心 10 min，经 0.45 μm 微孔滤膜过滤后测定其 Ca^{2+}、Mg^{2+}、Na^+、VFA[12]（离心机型号为 Anke TGL-16G）。取 5 ml 摇匀测定 CST，另取 5 ml 测其粒径分布。

1.3 检测项目与方法

NH_4^+-N、PO_4^{3-}-P、SS 和 VSS 等采用国家标准方法测定[13]。COD 采用连华科技 5B-1 型 COD 快速测定仪测定，蛋白质采用 Lowry 试剂法[14]，多糖采用苯酚硫酸法，有机酸采用气相色谱法（安捷伦 6890），CST 采用毛细吸水测定仪（304M 型，Triton Electronics），粒径采用粒度分析仪（Zetasizer2000，Malvern），Zeta 电位采用 Zeta 电位测定仪（Nano-z，Malven，UK），Ca^{2+}、Mg^{2+}、Na^+采用全谱直读电感耦合等离子发射光谱仪（Optima 5300DV，Perkin Elmer Inc），pH、温度测定采用 340i（WTW）。

2 结果与讨论

2.1 批式发酵实验中 CST 的变化

如图 2 所示，NaOH 条件下发酵污泥的 CST 比 $Ca(OH)_2$ 条件下发酵污泥的 CST 高。NaOH 条件下 CST 值 35℃＞25℃，且高出 200 s 左右。而 $Ca(OH)_2$ 条件下发酵前 10 d 的 CST 值 35℃＜25℃，后期的脱水性能后者比前者好。

4 个反应器的 CST 在发酵 1 d 后均出现突增，并在 1～12 d 维持在较高水平。在发酵后期 4 个反应器的 CST 均呈现不同程度的下降，同种碱试剂，25℃条件的下降幅度均较对应的 35℃条件下大，并均在 8 d 以后呈现直线下降趋势。25℃下用 $Ca(OH)_2$作为碱试剂的发酵污泥 CST 在第 14 d 后降至 100 s 以下，第 8 d 为 287.4 s，这与 Li 等[9]的研究结果 2000 s 相差较大。

实验第 8 d 各反应器的有机酸浓度达到最大值，1、2、3、4 号反应器分别为 3813.7、3427.1、4934.7、4639.9 mg COD·L^{-1}。由此可以看出，同种碱试剂 35℃和 25℃产酸量相差不大，而 CST 却相差 200 s 左右。不同碱试剂条件下的有机酸产量在 35℃和 25℃分别相差 1130 和 1212.8 mg COD·L^{-1}，但 CST 却相差 1008.5 s 和 858.7 s，意味着更高的脱水成本。从脱水成本、加热成本和产酸量综合分析，25℃碱性发酵优于 35℃，$Ca(OH)_2$条件优于 NaOH。

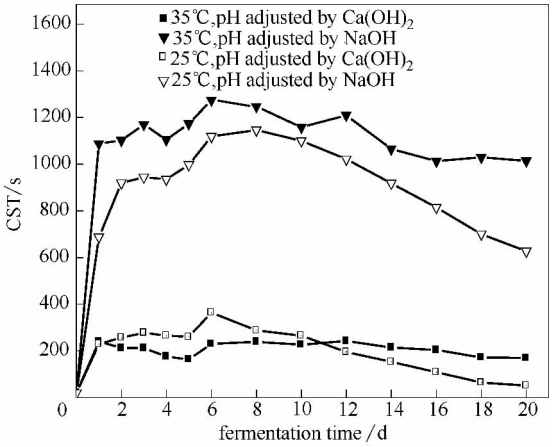

图 2 发酵过程中 CST 变化规律

Fig. 2 Variations of CST during fermentation

2.2 脱水性能分析

2.2.1 溶解性多糖和蛋白对发酵污泥脱水的影响

污泥厌氧消化过程中溶出的蛋白和多糖将影响污泥的脱水性能，Novak 等[15]发现溶解态蛋白质的增加是导致污泥脱水性能恶化的主要因素，而 Murthy 等[16]和朱睿等[17]发现溶解态多糖的增加是导致污泥脱水性能恶化的主要因素。

碱性发酵过程中会溶出大量有机物，它们一部分来自于 EPS 的溶解，另一部分来自于强碱条件下部分细胞壁破裂溶出的有机物，溶解的 EPS 一部分会附着在细胞表面，使发酵污泥黏度增加[18]，而且 EPS 带有大量的负电荷，在碱性条件下，假如二、三价阳离子浓度较低，电荷不能被中和，从而溶液的 Zeta 电位降低，不利于污泥的絮凝，同时 EPS 的溶解也会使污泥粒径变小，从而使 EPS 更容易在细胞表面附着，进一步增大发酵污泥黏度。所以，发酵过程溶出的有机物是影响污泥脱水性能的一个重要因素。

本实验测定了各反应条件下溶出的多糖和蛋白，结果如图 3 和图 4 所示。图 3 和图 4 表明两种物质溶出的量与对应的 4 个反应器的 CST 的变化呈现正相关性：反应 1 d 后各反应器的多糖和蛋白均出现突增，这与图 2 中反应 1 d 后 CST 突增相

© 1994-2014 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

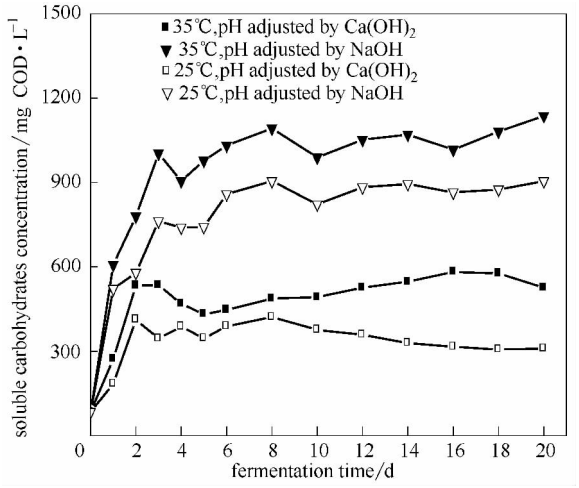

图 3　发酵过程中多糖溶出规律

Fig. 3　Variations of soluble carbohydrates during fermentation

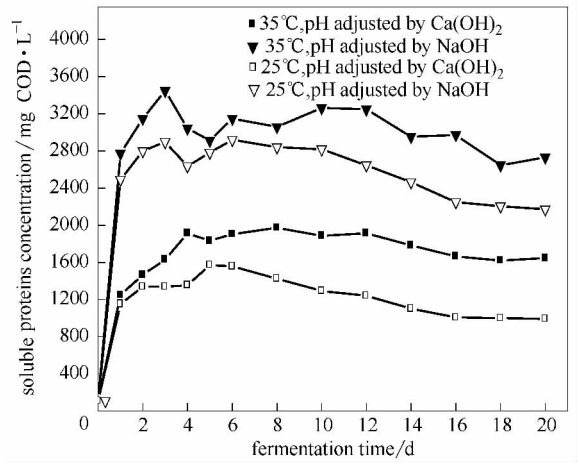

图 4　发酵过程中蛋白溶出规律

Fig. 4　Variations of soluble proteins during fermentation

对应，并在此后的 1～12 d 维持在一个相对稳定的水平。NaOH 条件下发酵溶出的多糖和蛋白比 $Ca(OH)_2$ 条件下溶出的多，这与前者作为碱试剂时 CST 比后者作为碱试剂高的结果一致。由于水解程度和酶活性，同种碱试剂调节下 35℃条件下溶出的多糖和蛋白比 25℃多，高出 25%左右，这是同种碱试剂条件下 CST 值 35℃＞25℃的一个重要原因，但 $Ca(OH)_2$ 作为碱试剂调节 pH 时 1～10 d，35℃条件下 CST 比 25℃低。与多糖相比，蛋白质的变化趋势与 CST 更趋一致，25℃条件下，二者均在反应后期呈现直线下降。而 35℃条件下，二者变化均较为缓慢。

图 5 分别拟合了溶出的多糖和蛋白与标准化 CST（CST 与对应的 TSS 的比值）之间的关系，

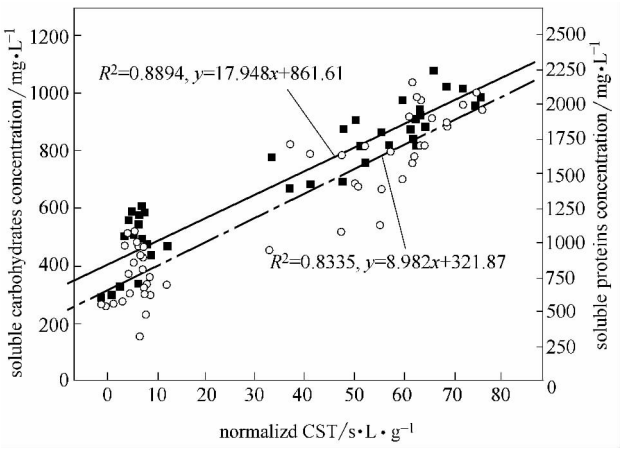

图 5　发酵过程中溶解的蛋白和多糖量与 CST 的相关关系

Fig. 5　Correlation between soluble proteins, carbohydrates and CST

■ proteins; —— correlation line between soluble proteins and normalized CST; ○ carbohydrates; — - — correlation line between soluble carbohydrates and normalized CST

做出了多糖和蛋白的量与标准化 CST 的线性关系曲线，标准 CST 与蛋白拟合时的 R^2 为 0.8894，与多糖拟合时的 R^2 为 0.8335，拟合较 Yu 等[19]和朱睿等[17]的结果高。利用 SPSS 18.0 软件对两种拟合的 P 和残差进行了分析，两者 P 值均远小于 0.0001，回归标准化残差和回归学生化残差点均落在（－2，2）区间，超过 90%残差点落在（－1.5，1.5）区间，超过 60%残差点落在（－1，1）区间，线性拟合具有统计学意义（一般情况下 $P<0.05$ 即说明拟合有意义）。基于以上结论，可以看出在一定的蛋白和多糖范围内，发酵溶出的蛋白的量比多糖与 CST 具有更好的线性关系。但单位多糖对 CST 的影响比单位蛋白大，因为在增加单位质量多糖和蛋白时，多糖引起的 CST 增大量比蛋白多，即图 5 中多糖与 CST 线性拟合得到的斜率比蛋白与 CST 线性拟合得到的斜率小，这与 Guan 等[20]的研究结果相同而与 Bougrier 等[21]的研究结果相反。

2.2.2　**发酵液上清液 Zeta 电位对污泥脱水性能的影响**　Zeta 电位过低将使污泥絮凝性能变差，从而导致脱水性能的恶化。从图 6 可以看出，同种碱试剂条件下，35℃的 Zeta 电位低于 25℃，这种差别也可能导致高温时 CST 比中温高，$Ca(OH)_2$ 条件下发酵液上清液与 NaOH 条件下上清液的 Zeta 电位呈现相反的变化趋势，前者升高，后者下降，这是前者的脱水性能总体比后者好的原因之一。造

© 1994-2014 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

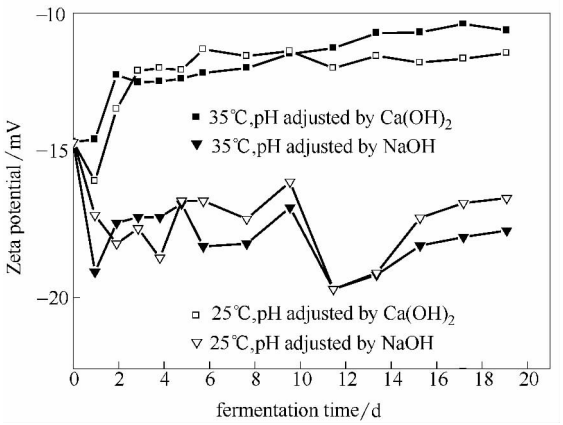

图 6 发酵过程中 Zeta 电位的变化

Fig. 6 Variations of Zeta potential during fermentation

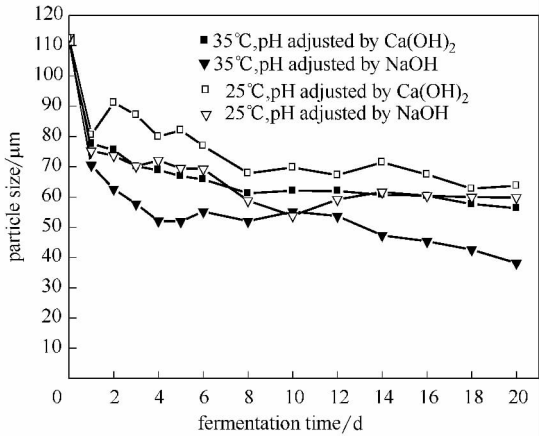

图 7 发酵过程中平均粒径的变化

Fig. 7 Variations of particle size during fermentation

成 Zeta 电位差别的原因是同种碱条件下，高温溶出更多的有机物，溶出的有机物带较多的负电荷，这种情况在 NaOH 条件下更为明显。不同碱试剂条件下，$Ca(OH)_2$ 较 NaOH 条件溶出的有机物少（图 3、图 4 中的实验结果），所以带的负电量也少。另一方面 $Ca(OH)_2$ 条件下发酵液中会引入较多的 Ca^{2+}，使其发酵污泥中的 Ca^{2+} 浓度比 NaOH 条件下高得多，发酵第 8 d 时 1、2 号反应器的 Ca^{2+} 浓度在 654.1 mg·L^{-1} 和 545.6 mg·L^{-1}，而此时 3、4 号反应器为 47.74 mg·L^{-1} 和 28.02 mg·L^{-1}。研究表明[22-23]，二价阳离子不仅能中和胶体表面的负电荷，而且在污泥颗粒直接起到架桥的作用，压缩污泥表面的双电层，而一价阳离子没有这些功能。从图 6 可以看出：在一定范围内，增大污泥的 Zeta 电位，有利于污泥的脱水，CST 升高。但 $Ca(OH)_2$ 条件下 CST 与 Zeta 电位呈现某些负相关性，这是由于影响发酵污泥脱水性能的还有溶出的有机物量、黏度、粒径等因素。

2.2.3 发酵污泥粒径与 CST 脱水性能的关系 粒径的变化也会引起污泥脱水性能的改变（图 7），发酵开始阶段，污泥的平均粒径由 112.3 μm 下降到 70～80 μm，这一阶段主要发生了水解反应，同时也导致了各个反应器 CST 的突增。

粒径越小，说明水解的程度越大，溶出的有机物越多，另一方面粒径变小，溶出的 EPS 更容易附着在细胞表面，导致发酵液黏性的增大，使碱性发酵污泥脱水性能恶化。在同种碱试剂条件下，35℃条件下的粒径比 25℃小，说明 35℃条件下污泥的水解程度比 25℃高，从而溶出的有机物多（这与前面的分析一致），脱水性能也比 25℃更恶化。同时 $Ca(OH)_2$ 条件下的粒径比对应温度 NaOH 条件下发酵污泥的粒径大，所以前者的脱水性能比后者好，与 CST 的变化规律相对应。原因可能是 Ca^{2+} 起到了架桥的作用，从而抑制了 1、3 号反应器的水解。这也可能是用 $Ca(OH)_2$ 作为碱试剂调节 pH 溶出的有机物比用 NaOH 作为碱试剂调节 pH 溶出的有机物少的原因之一。

3 结 论

通过批式实验，分别研究了碱性产酸发酵过程中 25℃和 35℃，$Ca(OH)_2$ 和 NaOH 条件下的发酵污泥的脱水性能，分析了引起碱性发酵液脱水性能恶化的原因，得出以下结论。

（1）用 NaOH 作为碱试剂调节 pH 得到的发酵污泥的脱水性能比用 $Ca(OH)_2$ 作为碱试剂调节 pH 得到的发酵污泥的脱水性能要差，而且 CST 相差 1000 s 左右；同种碱试剂下，35℃条件下的脱水性能比 25℃差。

（2）温度和碱试剂是引起脱水性能差异的根本原因，它们的差异引起溶出的蛋白、多糖，Zeta 电位，粒径，阳离子类型等差异，这些因素相互作用，是引起发酵污泥脱水性能恶化的直接原因。一定范围内溶出的蛋白和多糖的量与发酵污泥标准化 CST 具有较好的线性关系，并且单位多糖比单位蛋白更能引起脱水性能的恶化。

（3）通过对产酸量测定，得出同种碱试剂条件下 35℃与 25℃产酸量差异不大，同一温度下 $Ca(OH)_2$ 条件下的产酸量与 NaOH 有一定差异，但从脱水成本和 35℃需要人工加热等考虑，发酵温度 25℃优于 35℃，$Ca(OH)_2$ 条件优于 NaOH。

© 1994-2014 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

References

[1] Yuan Hongying, Chen Yinguang, Zhang Huaxing, Jiang Su, Zhou Qi, Gu Guowei. Improved bioproduction of short-chain fatty acids (SCFAs) from excess sludge under alkaline conditions [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2006, 40 (6): 2025-2029

[2] Zhang Dong, Chen Yinguang, Zhou Qi, Zheng Xiong. Understanding short-chain fatty acids accumulation enhanced in waste activated sludge alkaline fermentation: kinetics and microbiology [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2010, 43 (22): 1867-1875

[3] Feng Leiyu, Wang Hua, Chen Yinguang, Wang Qin. Effect of solids retention time and temperature on waste activated hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under alkaline conditions in continuous-flow reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100 (1): 44-49

[4] Zheng Xiong, Chen Yinguang, Liu Chenchen. Waste activated sludge alkaline fermentation liquid as carbon source for biological nutrients removal in anaerobic followed by alternating aerobic-anoxic sequencing batch reactors [J]. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 2010, 18 (3): 478-485

[5] Ji Zhouying, Chen Yinguang. Using sludge fermentation liquid to improve wastewater short-cut nitrification denitrification and denitrifying phosphorus removal *via* nitrite [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2010, 44 (23): 8957-8963

[6] Zhu Xiaoyu, Chen Yinguang. Reduction of N_2O and NO generation in anaerobic-aerobic (low dissolved oxygen) biological wastewater treatment process by using sludge alkaline fermentation liquid [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2011, 45 (6): 2137-2143

[7] Zhang Dong, Chen Yinguang. New sludge pretreatment method to improve methane production in waste activated sludge digestion [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2010, 44 (12): 4802-4808

[8] Zhang Dong, Chen Yinguang. A new process for efficiently producing methane from waste activated sludge: alkaline pretreatment of sludge followed by treatment of fermentation liquid in an EGSB reactor [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2011, 45 (2): 803-808

[9] Li Xiang, Chen Hong, Chen Yinguang. Pilot-scale waste activated sludge alkaline fermentation, fermentation liquid separation, and application of fermentation liquid to improve biological nutrient removal [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2011, 45 (5): 1834-1839

[10] Su Gaoqiang (**苏高强**), Huo Mingxin (**霍明昕**), Wang Chuanxin (**汪传新**), Zheng Bingyu (**郑冰玉**), Wang Shuying (**王淑莹**), Peng Yongzhen (**彭永臻**). Effects of base types on waste activated sludge alkline fermentation and dewaterability [J]. *Journal of Cival, Architectural & Environmental Engineering* (**土木建筑与环境工程**), 2013, 35 (1): 140-146

[11] Cao Yanxiao (**曹艳晓**), Long Tengrui (**龙腾锐**), Fu Chanyuan (**付婵媛**), Gong Zheng (**龚正**). Recycling dosage analysis of alkaline-hydrolysis supernatant of WAS as carbon source for denitrification [J]. *Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering* (**土木建筑与环境工程**), 2010, 32 (1): 125-130

[12] Yan Yuanyuan, Feng Leiyu, Zhang Chaojie, Christelle Wisniewski, Zhou Qi. Ultrasonic enhancement of waste activated sludge hydrolysis and volatile fatty acids accumulation at pH 10.0 [J]. *Water Research*, 2010, 44 (11): 3329-3336

[13] State Environmental Protection Administration (**国家环保总局**). Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods (**水和废水监测分析方法**)[M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 200-284

[14] Lowry O H, Rosebrough N J, Farr A L, *et al*. Protein measurement with the folin phenol reagent [J]. *Journal of Biological Chemistry*, 1951, 193: 265-275

[15] Novak J T, Muller C D, Murthy S N. Floc structure and the role of cations [J]. *Water Science and Techmology*, 2001, 44 (10): 354-359

[16] Murthy S N, Novak J T. Factors affecting floc properties during aerobic digestion: implications for dewatering [J]. *Water Environment Research*, 1999, 71 (2): 197-202

[17] Zhu Rui (**朱睿**), Wu Min (**吴敏**), Yang Jian (**杨健**), Wei Chuanyin (**魏传银**), Zhang Bin (**张滨**). Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on dewaterability of thickened sludge [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis* (**北京大学学报：自然科学版**), 2010, 46 (3): 385-388

[18] Zhang Chao (**张超**), Li Bengao (**李本高**), Chen Yinguang (**陈银广**). Advance in the key factors affecting the dewaterability of waste activated sludge [J]. *Environmental Science & Technology* (**环境科学与技术**), 2011, 34 (6G): 152-156

[19] Yu Guanghui, He Pinjing, Shao Liming, He Peipei. Stratification structure of sludge flocs with implications to dewaterability [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 2008, 42 (21): 7944-7949

[20] Guan Baohong, Yu Jie, Fu Hailu, Guo Minhui, Xu Xinhua. Improvement of activated sludge dewaterability by mild thermal treatment in $CaCl_2$ solution [J]. *Water Research*, 2012, 46 (2): 425-432

[21] Bougrier Claire, Delgenes Jean Philippe, Carrere Helene. Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2008, 139 (2): 236-244

[22] Elisabeth Neyens, Jan Baeyens, Raf Dewil, Bart Deheyder. Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2004, 106 (2/3): 83-92

[23] Chen Yinguang, Jiang Su, Yuan Hongying. Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs [J]. *Water Research*, 2007, 41 (3): 683-689

© 1994-2014 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net