

doi:10.3969/j.issn.1674-4764.2013.01.023

碱的类型对剩余污泥碱性发酵及脱水性能的影响

苏高强¹, 霍明昕², 汪传新¹, 郑冰玉¹, 王淑莹¹, 彭永臻¹

(1. 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;
北京市污水脱氮除磷处理与过程控制工程技术研究中心, 北京 100124;
2. 东北师范大学 城市与环境科学学院, 长春 130024)

摘要:在温度 35 °C、pH=10 条件下, 对比研究了 14 d 内剩余污泥在 KOH、NaOH、Ca(OH)₂ 和 Na₂CO₃ 这 4 种碱性条件下的水解产酸性能、脱水性能、氨氮和正磷酸释放情况以及污泥减量情况。结果表明: 剩余污泥在 4 种碱性条件下表现出不同的水解产酸能力、脱水性能、以及污泥减量情况。污泥水解能力排序为 Na₂CO₃ > NaOH ≈ KOH > Ca(OH)₂; 产酸能力排序为 NaOH > KOH ≈ Na₂CO₃ > Ca(OH)₂; 脱水性能排序为 Ca(OH)₂ > Na₂CO₃ > NaOH ≈ KOH, 氨氮和正磷酸盐释放量排序均为 Na₂CO₃ > NaOH ≈ KOH > Ca(OH)₂。剩余污泥在 Na₂CO₃ 条件下挥发性悬浮固体(VSS)去除率最高; 但在 NaOH 条件下总悬浮固体(TSS)去除率最高。

关键词: 剩余污泥; 碱性发酵; 脱水性能; 水解和酸化; 碱的类型

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-4764(2013)01-0140-07

Effects of Base Types on Waste Activated Sludge Alkaline Fermentation and Dewaterability

Su Gaoqiang¹, Huo Mingxin², Wang Chuanxin², Zheng Bingyu¹, Wang Shuying¹, Peng Yongzhen¹

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering; Engineering Research Center of Beijing, Beijing University of Technology, Beijing 100124, P. R. China;
2. School of Urban and Environmental Sciences, Northeast Normal University, Changchun 130024, P. R. China)

Abstract: The hydrolysis and acidification abilities, dewaterabilities and sludge reduction of waste activated sludge (WAS) under four types of alkaline conditions, which were KOH, NaOH, Ca(OH)₂ and Na₂CO₃, were investigated. Temperature and pH value were controlled at 35 °C and 10 respectively for all alkaline conditions investigated. WAS demonstrated different hydrolysis abilities, acidification abilities and dewaterabilities under the four types of alkaline conditions. The order of WAS hydrolysis abilities, acidification abilities, ammonia and phosphorus release, dewaterabilities under the four types of alkaline conditions were Na₂CO₃ > NaOH ≈ KOH > Ca(OH)₂, NaOH > KOH ≈ Na₂CO₃ > Ca(OH)₂, Na₂CO₃ > NaOH ≈ KOH > Ca(OH)₂ and Ca(OH)₂ > Na₂CO₃ > NaOH ≈ KOH, respectively. Volatile suspended solid (VSS) reduction of WAS was the best under Na₂CO₃ condition; while under NaOH condition total suspended solid (TSS) reduction was the best.

Key words: waste activated sludge; alkaline fermentation; dewaterability; hydrolysis and acidification; base types

收稿日期: 2012-05-12

基金项目: 国家自然科学基金(51178007); 北京市教委科技创新平台项目

作者简介: 苏高强(1985-), 男, 博士生, 主要从事废水生物处理以及污泥资源化研究, (E-mail) sugaoqiang1985@emails.bjut.edu.cn。

彭永臻(通信作者), 男, 教授, 博士生导师, (E-mail) pyz@bjut.edu.cn。

中国大部分污水处理厂都采用活性污泥法处理废水,污水厂在运行过程中势必会产生大量的剩余污泥,因此如何实现剩余污泥的减量化、稳定化、无害化和资源化是污水处理行业所面临的重大问题。在城市生活污水处理过程中普遍存在着碳氮比低的问题,往往需要投加外碳源以达到脱氮除磷的目的,而投加的外碳源不仅会增加运行成本,而且在污水处理过程中会转化为剩余污泥,进一步增加剩余污泥的产量。研究发现剩余污泥在碱性条件下发酵会产生大量的易降解有机物如挥发性短链脂肪酸(SCFAs)^[1-2],这些易降解的有机物可以为污水生物脱氮除磷提供碳源,且剩余污泥在发酵过程中能实现污泥减量,因此剩余污泥碱性发酵为实现污泥的资源化和减量化提供了一个新的思路。由于剩余污泥在发酵后需要将污泥和发酵液分开,以便提取发酵液,而污泥的脱水性能是影响发酵液和污泥分离的一个重要影响因素,因此需要对污泥的脱水性能进行评价。

碱的类型对剩余污泥的水解和脱水性能有着重要影响。肖本益等^[3]考察了 KOH、NaOH 和 Ca(OH)₂ 对剩余污泥胞的影响发现 KOH 和 NaOH 对剩余污泥溶解性化学需氧量(SCOD)的增加效果要好于 Ca(OH)₂。Kim 等^[4]也发现 KOH 和 NaOH 对剩余污泥 SCOD 的增加效果要好于 Mg(OH)₂ 和 Ca(OH)₂。尹军等^[5]发现 NaOH 对剩余污泥 SCOD 的增加效果要好于 CaO。Neyens 等^[6]指出使用 Mg(OH)₂ 和 Ca(OH)₂ 处理的剩余污泥的脱水性能好于使用 KOH 和 NaOH 处理的污泥。文献中主要考察了各种碱作为预处理手段对剩余污泥水解和脱水性能的影响,碱的类型对剩余污泥水解,产酸以及脱水性能的长期的影响还鲜见报道。KOH、NaOH、Ca(OH)₂ 和 Na₂CO₃ 是 4 种常用的碱,这 4 种碱和其他碱相比性质稳定,且价格较低,为此实验考察了厌氧环境中,温度 35 °C 条件下,使用 KOH、NaOH、Ca(OH)₂ 和 Na₂CO₃ 这 4 种碱控制剩余污泥的 pH 为 10,剩余污泥的水解产酸特征、脱水性能以及减量情况,为实际工程应用提供理论指导。

1 试验的材料与方法

1.1 试验装置及运行方法

污泥碱性发酵试验在 35 °C 的恒温培养箱中进行,反应器为 4 个 1 L 的广口试剂瓶,各反应器分别添加 900 mL 的剩余污泥,分别使用 8 mol · L⁻¹ 的 KOH、NaOH、Ca(OH)₂ 和 Na₂CO₃ 颗粒调节剩余

污泥的 pH 值为 10,曝氮气 3 min 以驱除反应器顶部的氧气,而后使用橡胶塞密闭,橡胶塞上开 3 个孔,其中 2 个孔插入 pH 电极和玻璃棒实时监测 pH 和取样,另外一个孔用于投加碱调节反应器的 pH 值,反应器的 pH 值每天调节 2 次,控制 pH 变化不超过 0.2。使用磁力搅拌器对反应器搅拌,转速控制在 100 ± 10 rpm。反应器共运行 14 d,取样周期为 2 d。

1.2 污泥的来源与性质

剩余污泥取自本实验室的 A/O 工艺的二次沉淀池,剩余污泥在使用之前先淘洗 3 次,污泥的各项指标如下:pH 值 6.86;溶解性化学需氧量(SCOD) 88 mg · L⁻¹;总化学需氧量(TCOD) 1117 mg · L⁻¹;氨氮 25 mg · L⁻¹;正磷酸盐 16 mg · L⁻¹;总悬浮固体(TSS) 7 000 mg · L⁻¹;挥发性悬浮固体(VSS) 5 545 mg · L⁻¹;挥发酸(VFA) 0 mg · L⁻¹。

1.3 测定方法

取样后在 4 000 rpm 的转速下离心 20 min,离心后使用 0.45 μm 微孔滤膜过滤,滤液用来分析 SCOD、氨氮、正磷酸盐、蛋白质、SCFAs 以及 Na⁺ 和 K⁺,滤渣用来分析 TSS 和 VSS。pH、TSS、VSS、SCOD、TCOD、氨氮、正磷酸盐测量均采用国家标准方法^[7];蛋白质采用福林-酚试剂法测量^[8];SCFAs 使用安捷伦 6 890 N 气相色谱仪测量;Na⁺ 和 K⁺ 采用高效液相色谱仪(761 Compact IC / 瑞士万通)测量;污泥脱水性能使用毛细管吸收时间(CST)测定仪(340 M/Triton)测定。每个指标测量 2 次,取平均值为试验数据。

2 结果与讨论

2.1 剩余污泥的水解和产酸特征

碱性条件下剩余污泥的水解伴随着胞外聚合物(EPS)的溶解和微生物细胞的破裂^[3]。随着水解过程的进行颗粒状的有机物如蛋白质和多糖不断溶解进入液相,SCOD 随之改变,因此 SCOD 可以用来表征污泥的水解情况。剩余污泥溶出的蛋白质和多糖等有机物在溶出后被水解为氨基酸和单糖,而后可以被产酸细菌用于产挥发性脂肪酸。这些短链脂肪酸主要由乙酸、丙酸、丁酸、异丁酸、戊酸和异戊酸组成,将其浓度换算为 COD 而后相加,总和除以 VSS 浓度比值为总挥发性有机酸(TVFA)。挥发酸作为一种有效的碳源能够进行脱氮除磷,解决生活污水中缺乏碳源的问题^[9]。不同的碱处理条件下剩余污泥水解和产酸情况如图 1 所示。

由图 1 可知 SCOD 的变化可分为 3 个阶段:

1) 0~2 d, SCOD 快速溶出阶段; 2) 2~10 d, SCOD 慢速溶出阶段; 3) 10~14 d, SCOD 下降阶段。SCOD 浓度的变化与 SCOD 的溶出与消耗有关, 在阶段 1 使用 KOH、NaOH、Ca(OH)₂、Na₂CO₃ 处理的污泥, SCOD 的溶出速率较快, 溶出的 SCOD 量分别占 SCOD 最大溶出量的 87%、73%、84%、81%, 这是因为在开始阶段污泥中存在大量易水解的物质, 且消耗 SCOD 的微生物如产甲烷细菌的活性受到抑制, SCOD 的溶出速率要远大于消耗速率。在阶段 2, 由于大部分易水解的物质在阶段 1 已经被消耗完, 且产甲烷的细菌活性开始恢复, 导致 SCOD 增长速率变的缓慢。在阶段 3 由于产甲烷微生物得到驯化, 开始利用 SCOD 产甲烷, 且易水解的物质更少, SCOD 的消耗速率大于溶出速率从而导致 SCOD 的下降。Vlyssides 等^[10]的研究也表明在碱性和中温条件下污泥的水解可以分快速水解阶段和慢速的水解阶段, 在快速水解阶段 VSS 的去除率占到总去除率的 64%~85%。对于产酸, 在各种碱处理的条件下, TVFA 在 0~12 d 内不断增加, 12 d 后 TVFA 逐渐减少或开始稳定。12 d 时, 使用 KOH、NaOH、Ca(OH)₂、Na₂CO₃ 处理的污泥产生的 TVFA 分别为 200、212、147、210 mg(COD)·g⁻¹(VSS)。

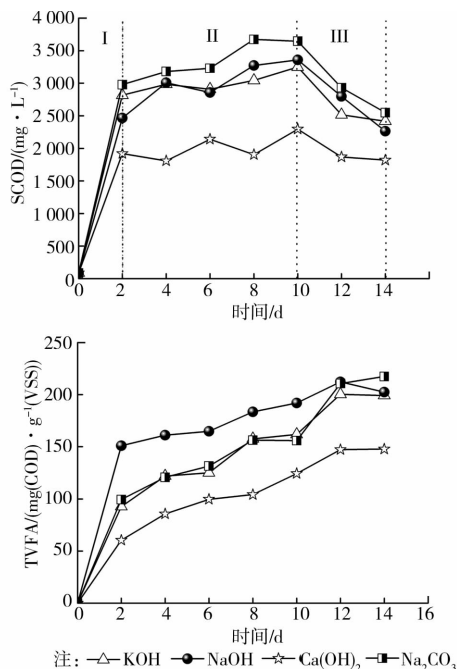


图 1 碱的类型对污泥水解和产酸的影响

从图 1 可以看出 4 种碱性条件下剩余污泥的水解能力排序为: Na₂CO₃ > NaOH ≈ KOH > Ca(OH)₂, 而产酸能力排序为: NaOH > KOH ≈ Na₂CO₃ > Ca(OH)₂。肖本益等^[3]、Li 等^[11]和 Stuckey 等^[12]的研究也指出二价碱条件下剩余污泥

的水解能力要小于一价碱条件下的。一价碱中含有一价离子如 Na⁺ 和 K⁺, 能与稳定胞外聚合物结构的高价离子进行交换, 从而使 EPS 结构变得疏松, 利于 EPS 的溶出。由于维持 pH 为 10 需要投加大量的 Na₂CO₃, 污泥发酵液中含有高浓度的 Na⁺ (4~14 d 时, Na⁺ 浓度为 3 822~4 160 mg·L⁻¹), 而高浓度的 Na⁺ 更容易破坏 EPS 结构和破碎细胞, 从而导致该条件下污泥溶出的 SCOD 最多, 但同时高浓度的 Na⁺ 会抑制产酸细菌生长, 导致该条件下产酸并不是最高。而对于 KOH 和 NaOH, 虽然 2 种条件下 WAS 水解能力相当, 但 NaOH 条件下产酸要比 KOH 条件下要高。这是因为 4~14 d 时, NaOH 条件下发酵液中 Na⁺ 浓度为 1 524~1 662 mg·L⁻¹, KOH 条件下 K⁺ 浓度为 2 589~2 833 mg·L⁻¹, 只有当 Na⁺ 浓度为 3 500 mg·L⁻¹ 时才会对微生物生长产生抑制, 而当 K⁺ 浓度为 2 500 mg·L⁻¹ 时就会对微生物生长产生抑制^[13]。而含有 Ca²⁺ 的 Ca(OH)₂ 能使 EPS 结构更加稳定, 不利于 EPS 的溶出, 因此该条件下 WAS 溶出的 SCOD 最少, 而 SCOD 低会限制污泥的产酸能力, 导致污泥产生 TVFA 在 4 种碱性条件下最少。

表 1 对比了本文和参考文献的研究条件和实验结果, 从表 1 可以看出大部分参考文献中的研究主要是将碱处理当做一种预处理手段, 处理时间较短, 大部分为 0.5~24 h, 且进行预处理的目的是为了为了提高剩余污泥的产甲烷性能^[6,12,14,16]。只有少部分参考文献考察了长时间内碱处理对剩余污泥水解的影响, 且文献中考察的碱主要是 NaOH^[17]。而本文考察了长时间内剩余污泥在 KOH、NaOH、Ca(OH)₂ 和 Na₂CO₃ 这 4 种碱性条件下的水解和产酸情况, 且进行碱性发酵的目的主要是提高剩余污泥产挥发酸的量。从表 1 还可以发现本实验条件下 SCOD 的溶出率较高温和高 pH 条件下剩余污泥 SCOD 的溶出率要低^[11-12,16-17], 原因为本实验的主要目的是为了产挥发酸, 而在高温或高 pH 条件下产酸细菌的活性会被抑制甚至被杀死。不同于肖本益等的报道^[3], 本文研究结果表明 KOH 条件下剩余污泥 SCOD 溶出量和 NaOH 基本相等, 这是因为本实验条件下剩余污泥在碱性条件下处理时间较长 (10 d), 碱和污泥反应的更充分。

2.2 产酸组成情况

Elefsinioti 等^[18]指出反硝化优先利用乙酸, 其次为丁酸(包括异丁酸和正丁酸)和丙酸, 最后是戊酸(包括异戊酸和戊酸)。Chen 等^[19]指出适宜作为除磷碳源的两种有机酸为乙酸和丙酸, 从短期看乙

酸作碳源效果较好,而从长期看丙酸要比乙酸作碳源效果好。可见产酸的组成情况对其作碳源被利用

具有重大的影响。各碱性条件下污泥发酵 12 d 时产生的 VFA 组成情况如图 2 所示。

表 1 不同碱性条件下剩余污泥的水解能力

碱的类型	pH	温度/°C	处理时间	COD 溶出	
				溶出率%	对比
NaOH ^[14-15]	10.0		0.50 h	10.0	
	12.3		0.75 h	45%的细胞破裂	
KOH ^[16]	10.0	室温	1.00 h	9.3	
			1.00 h	40.0	
NaOH, KOH, Ca(OH) ₂ ^[3]		25.0	12.00 h		KOH>NaOH> Ca(OH) ₂
NaOH ^[11]	0.05~1.00 mol/L ^①	9.8	24.00 h	45~55	NaOH> Ca(OH) ₂
Ca(OH) ₂ ^[11]					
NaOH ^[12]	0.05~1.00 mol/L ^①	175~200	1.00 h	54~55	NaOH>Ca(OH) ₂
Ca(OH) ₂ ^[12]		175.0			
NaOH ^③	11.0	21.0	20.00 d	68.3	
NaOH ^③	10.0	35.0	10.00 d	29.0	Na ₂ CO ₃ >KOH≈ NaOH>Ca(OH) ₂
KOH ^③				30.0	
Ca(OH) ₂ ^③				21.0	
Na ₂ CO ₃ ^③				33.0	

注:①为 NaOH 的摩尔浓度;②为 Ca(OH)₂ 的摩尔浓度;③为本文的研究结果。

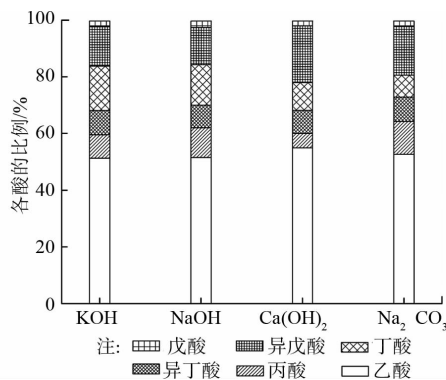


图 2 不同碱处理条件下各酸的比例

从图 2 可以看出无论任何碱性条件,乙酸的含量总是最高,戊酸含量最少。KOH、NaOH、Ca(OH)₂、Na₂CO₃ 条件下乙酸的含量分别为 51%、52%、55%和 53%。KOH 和 NaOH 条件下 SCFAs 组成情况较相似,都是乙酸>丁酸>异戊酸>丙酸>异丁酸>戊酸;Ca(OH)₂ 条件下,乙酸>异戊酸>丁酸>异丁酸>丙酸>戊酸;Na₂CO₃ 条件下,乙酸>异戊酸>丙酸>异丁酸>丁酸>戊酸。Mcinerney 等^[20]指出乙酸、丙酸、异丁酸、丁酸可以直接从蛋白质和多糖发酵中产生,但大分子的异戊酸和戊酸主要与蛋白质发酵有关。Liu 等^[21]也指出异戊酸和戊酸则主要是由蛋白质脱氨基以及斯蒂克兰反应产生。

2.3 氨氮和磷的释放情况

Chen 等^[19]、Jiang 等^[22]、Yuan 等^[23-24]的研究发现剩余污泥在碱性发酵过程中会释放出大量的氨氮和正磷酸盐,而氨氮和正磷酸盐的存在势必会影响污泥发酵液用于脱氮除磷,为此考察了剩余污泥碱性发酵过程中氨氮和磷的释放情况。图 3 为各碱性条件下氨氮和正磷酸盐的释放情况。

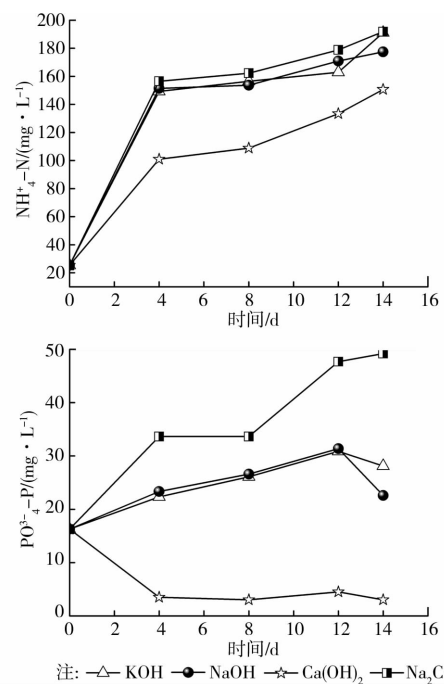


图 3 不同碱处理条件下氨氮和正磷酸盐的释放情况

从图 3 可以看出无论是任何碱性条件,发酵液中氨氮都呈不断上升的趋势,这是由于剩余污泥主要由一些微生物絮体组成含有大量的蛋白质,蛋白质在水解过程中会不断产生氨氮。从上图还可以看出氨氮的释放量与 SCOD 的溶出量顺序一致,均为 $\text{Na}_2\text{CO}_3 > \text{NaOH} \approx \text{KOH} > \text{Ca}(\text{OH})_2$ 。从图 1 可以看出 Na_2CO_3 条件下,剩余污泥的水解能力最强,有较多的蛋白质被水解,因此释放的氨氮最多,而 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 条件下剩余污泥水解能力最弱,释放的氨氮量也较少。对于正磷酸盐, Na_2CO_3 条件下呈不断上升的趋势, KOH 和 NaOH 条件下呈先升后降的趋势,而 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 条件下从开始就呈不断下降的趋势。 Na_2CO_3 条件下水溶液中的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 在碱性条件下首先与 CO_3^{2-} 结合而不会和 PO_4^{3-} 结合, PO_4^{3-} 在该条件下能够不断积累。在 KOH 和 NaOH 条件下当 PO_4^{3-} 达到一定的浓度,会与水溶解中的 Ca^{2+} , Mg^{2+} 以及 NH_4^+ 结合生成羟基磷灰石或鸟粪石沉淀,使得 PO_4^{3-} 减少。而在 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 条件下, PO_4^{3-} 可以直接和 Ca^{2+} 结合生成沉淀从而导致 PO_4^{3-} 从发酵开始就开始减少。

2.4 污泥的脱水性能

剩余污泥的脱水性能可以被用来评价发酵液和污泥分离的难易程度,各种碱条件下污泥 CST 随时间变化如图 4。

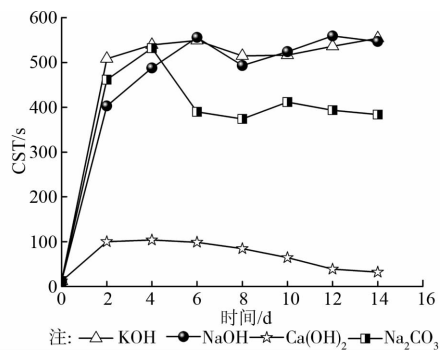


图 4 不同碱处理条件下污泥脱水性能变化情况

从图 4 可以看出,任何碱性条件下,剩余污泥的脱水性能在发酵过程中均恶化,原因为碱性条件破坏了污泥的结构,同时污泥释放出了大量的蛋白质(2 d,各碱性条件下蛋白质的释放量为 $221 \sim 471 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)^[11]。Dogān 等^[14]也指出剩余污泥在 $\text{pH}=10$ 的条件下处理 0.5 h 污泥的脱水性能会恶化。而 Erdinçler 等^[15]在 $\text{pH}=12.3$ 的条件下处理纯种细菌 0.45 h,发现脱水性能得到改善。出现不同结果的原因为剩余污泥是絮体结构而纯种细菌为分散的个体,剩余污泥在碱处理过程中会不断破碎

变成细微的颗粒,脱水性能因此恶化;而纯种细菌在碱处理过程中会释放出高分子的有机物,这些高分子有机物会产生絮凝作用,改善细菌的脱水性能。 KOH 条件下,剩余污泥的 CST 在 2 d 后变化稳定,在 $508.3 \sim 554.4 \text{ s}$ 之间变化。 NaOH 条件下,在 6 d 时, CST 增加到 555.8 s 后变化开始稳定。在 Na_2CO_3 条件下,4 d 时 CST 升到最大值 531.8 s ,而后下降, CST 在 6~14 d 开始稳定,在 $373.8 \sim 411.7 \text{ s}$ 之间变化。 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 条件下, CST 在 4 d 时达到最大值 103.7 s ,而后开始不断下降,14 d 时下降至 32.1 s 。

从图 4 还可以发现 0~4 d 时 KOH 条件下污泥的脱水性能要比 NaOH 条件下差,在 4~14 d 时 2 种碱性条件下污泥的脱水性能相当。 Neyens 等^[6]的报道也指出剩余污泥在 KOH 和 NaOH 条件下处理 1 h, KOH 条件下污泥的脱水性能要差,并指出导致这种现象的原因为 K^+ 和 Na^+ 同污泥中高价离子交换能力,以及同污泥中高聚化合物架桥方式不同。而经过长时间的处理,2 种碱性条件氢氧根对污泥絮体结构破坏较严重,消弱了 K^+ 和 Na^+ 的破坏作用,导致两种条件下污泥的脱水性能相当。 KOH 和 NaOH 条件下处理的污泥的脱水性能较 Na_2CO_3 和 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 相比都较差,与 Neyens 等的报道一致^[6]。这是因为 Na_2CO_3 和 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 能与污泥发酵液中的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 以及 PO_4^{3-} 形成沉淀,有利于污泥的絮凝。 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 条件下污泥的脱水性能最好, EPS 在碱性条件下带负电, Ca^{2+} 带有较高的正电荷能起到架桥的作用,增加污泥絮体的尺寸,密度和抗剪切能力,因此能改善污泥的脱水性能^[25]。 Li 等^[11]的研究指出当 NaOH 和 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的浓度均为 $0.05 \sim 0.2 \text{ mol/L}$ 时, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 条件下剩余污泥的脱水性能要好于 NaOH 条件下;而当 NaOH 和 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 浓度均为 $0.3 \sim 0.5 \text{ mol/L}$ 时, NaOH 条件下剩余污泥的脱水性能要好于 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 条件下;并解释出现这种情况的原因为在高浓度的碱性环境下,污泥中较细微的污泥颗粒和胶体物质能够被溶解。本实验条件下 NaOH 的浓度在 0.05 mol/L 左右,得出的结论与 Li 等^[11]的报道相符。

2.5 污泥的减量情况

各种碱性条件下, VSS 随时间的变化情况如图 5 所示。

从图 5 可以看出 VSS 基本随时间呈不断下降的趋势,14 d 后 KOH 、 NaOH 、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 和 Na_2CO_3 条件下 VSS 的去除率分别达到了 46.2% 、 52.4% 、 29.4% 、 57.2% 。 Na_2CO_3 条件下 VSS 的去除率最高的原因主要是该条件下污泥水解能力较强(见图

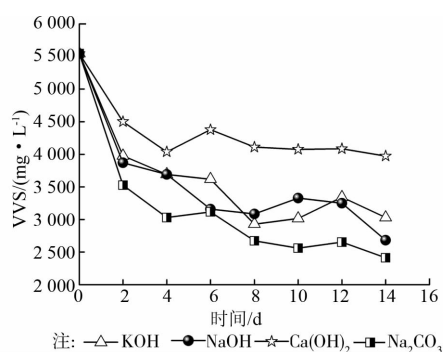


图 5 各种碱性条件下 VSS 的减量情况

1),使得更多的 VSS 转化为 SCOD。另外 VSS 的去除也可以分为 2 个阶段:1)0~4 d 为快速去除的阶段,该阶段 KOH、NaOH、Ca(OH)₂ 和 Na₂CO₃ 条件下 VSS 去除量分别占到总去除量的 73.6%、64.7%、95.9%和 80.3%;2)4~14 d 为慢速去除阶段,该阶段各碱性条件下 VSS 去除的量小于总去除量的 40%。

对于 TSS,在 KOH、NaOH 和 Na₂CO₃ 条件下,14 d 后由初始的 7 000 mg · L⁻¹ 下降至 5 156、4 096、4 420 mg · L⁻¹。在 Na₂CO₃ 条件下 WAS 的 VSS 去除率最高,但由于使用 Na₂CO₃ 控制反应器 pH 为 10 需要投加的量较多,导致该条件下 TSS 的去除率没有 NaOH 条件下高。而在 Ca(OH)₂ 条件下,TSS 不降反升,TSS 由 7 000 mg · L⁻¹ 上升至 7 392 mg · L⁻¹。

3 结 论

考察了 KOH、NaOH、Ca(OH)₂、Na₂CO₃ 4 种碱对剩余污泥水解产酸以及脱水性能的影响。得出如下结论:

1)KOH 和 NaOH 条件下,剩余污泥的水解能力相当,在 2 种条件下 SCOD 的溶出量以及氨氮和正磷酸盐的释放量都比较接近;且这 2 种条件下污泥的脱水性能也相当,在 4 种碱性条件下最差。

2)NaOH 条件下发酵,污泥的产酸量最高,且 TSS 的去除率最高。

3)Ca(OH)₂ 条件下,污泥的脱水性能最好,氨氮和正磷酸盐的释放量最少;但污泥的水解能力,产酸能力以及污泥减量情况最差。

4)Na₂CO₃ 条件下,污泥的水解能力和 VSS 的去除率最高;但氨氮和正磷酸盐的释放量最多。

参考文献:

[1] Gao Y Q, Peng Y Z, Zhang J Y, et al. Biological sludge

reduction and enhanced nutrient removal in a pilot-scale system with 2-step sludge alkaline fermentation and A²O process [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102 (5): 4091-4097.

[2] Kang X R, Zhang G M, Chen L, et al. Effect of initial pH adjustment on hydrolysis and acidification of sludge by ultrasonic pretreatment [J]. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 2011, 50 (22): 12372-12378.

[3] 肖本益, 刘俊新. 污水处理系统剩余污泥碱处理融胞效果研究[J]. *环境科学*, 2006, 27(2): 319-323.

Xiao B Y, Liu J X. Study on treatment of excess sludge under alkaline condition [J]. *Environmental Science*, 2006, 27(2): 319-323.

[4] Kim J, Park C, Kim T H, et al. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2003, 95(3): 271-275.

[5] 尹军, 臧立新, 于海侠, 等. 超声与碱预处理低有机质剩余污泥特性分析[J]. *环境工程学报*, 2009, 3(1): 179-182.

Yin J, Zang L X, Yu H X, et al. Characteristics of waste activated sludge with low VSS content by ultrasonic and alkaline pretreatment [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2009, 3(1): 179-182.

[6] Neyens E, Baeyen J, Creemer C. Alkaline thermal sludge hydrolysis [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2003, 97 (1/2/3): 285-314.

[7] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[8] 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.

[9] Tong J, Chen Y G. Recovery of nitrogen and phosphorus from alkaline fermentation liquid of waste activated sludge and application of the fermentation liquid to promote biological municipal wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2009, 43(12): 2969-2976.

[10] Vlyssides A G, Karlis P K. Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion [J]. *Bioresource Technology*, 2004, 91 (2): 201-206.

[11] Li H, Jin Y Y, Mahar R, et al. Effects and model of alkaline waste activated sludge treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(11): 5140-5144.

[12] Stuckey D C, Mccarty P L. The effect of thermal pretreatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of waste activated sludge [J]. *Water Research*, 1984,

- 18(11):1343-1353.
- [13] 格雷迪. 废水生物处理[M]. 张锡辉, 刘勇弟, 译. 北京: 化学出版社, 2004.
- [14] Dogan I, Sanin F D. Alkaline solubilization and microwave irradiation as a combined sludge disintegration and minimization method [J]. *Water Research*, 2009, 43 (8): 2139-2148.
- [15] Erdinciler A, Vesilind P A. Effect of sludge cell disruption on compactibility of biological sludges [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 42(9):119-126.
- [16] Valo A, Carrere H, Delgenes J P. Thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2004, 70 (11): 1197-1203.
- [17] Chen Y G, Jiang S U, Yuan H Y, et al. Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs [J]. *Water Research*, 2007, 41(3):683-689.
- [18] Elefsiniotis P, Wareham D G, Smith M O. Use of volatile fatty acids from an acid-phase digester for denitrification [J]. *Journal of Biotechnology*, 2004, 114 (3):289-297.
- [19] Chen Y G, Randall A A, Mccue T. The efficiency of enhanced biological phosphorus removal from real wastewater affected by different ratios of acetic to propionic acid [J]. *Water Research*, 2004, 38(1):27-36.
- [20] Mcinerney M J. Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins [G]//Zehnder A J B. *Biology of Anaerobic Microorganisms*. New York: John Wiley & Sons Inc., 1988:373-417.
- [21] Liu X L, Liu H, Chen Y Y, et al. Effects of organic matter and initial carbon-nitrogen ratio on the bioconversion of volatile fatty acids from sewage sludge [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2008, 83(7):1049-1055.
- [22] Jiang S, Chen Y G, Zhou Q, et al. Biological short-chain fatty acids (SCFAs) production from waste-activated sludge affected by surfactant [J]. *Water Research*, 2007, 41(14):3112-3120.
- [23] Yuan Q, Oleszkiewicz J A. Biomass fermentation to augment biological phosphorus removal [J]. *Chemosphere*, 2010, 78(1):29-34.
- [24] Yuan Q, Sparling R, Oleszkiewicz J A. VFA generation from waste activated sludge: Effect of temperature and mixing [J]. *Chemosphere*, 2011, 82(4):603-607.
- [25] Guan B H, Yu J, Fu H L, et al. Improvement of activated sludge dewaterability by mild thermal treatment in CaCl₂ solution [J]. *Water Research*, 2012, 46(2): 425-432.

(编辑 王秀玲)

更正启事

《土木建筑与环境工程》2012年第6期第26页,第2章结尾处“(图表,峰值 90.4 m/s²)”更正为“(图 2,峰值 90.4 cm/s²)”;图 2 纵坐标单位更正为“(cm · s⁻²)”。