

技术进展

环境和水质条件冲击下厌氧生物反应器的稳定性研究进展

金仁村, 郑平, 黄可谈, 陈旭良, 陈建伟
(浙江大学环境工程系, 浙江 杭州 310029)

摘要: 稳定性是废水厌氧生物处理系统的重要特性, 环境和水质条件变化是常见的失稳致因。主要探讨了稳定性的内涵和表征参数, 分析了环境和水质条件冲击下反应器运行失稳的机理和表现, 剖析了稳定性的影响因素, 指出厌氧反应器抗环境和水质条件冲击能力受系统特性和冲击特点双重因素制约。

关键词: 厌氧反应器; 稳定性; 环境条件变化; 非稳态; 冲击

中图分类号: TQ033; TQ052.5

文献标识码: A

文章编号: 0253-4320(2006)05-0013-05

Advances in stability of anaerobic bioreactor lashed by environmental and wastewater composition variations

JIN Ren-cun, ZHENG Ping, HUANG Ke-tan, CHEN Xu-liang, CHEN Jian-wei

(Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

Abstract: Stability is an important characteristic of anaerobic wastewater treatment systems, environmental and wastewater composition variations are usual causes of instability. In this paper, the definition and measuring parameters of the stability are discussed. Moreover, the mechanism and behavior of bioreactor operational instability under the condition of environmental and wastewater composition shocks, as well as the influencing factors of stability are analyzed. It is pointed out that the tolerance of anaerobic reactors to shocks are affected by the factors of the characteristics of treatment system as well as the variation itself.

Key words: anaerobic reactors; stability; environmental variations; nonsteady states; shock

生物处理技术是废水处理领域的主流技术, 其中, 厌氧生物处理技术因具有运行费用低、能源物质(甲烷)可回收、剩余污泥量少等优点, 受到了越来越多的关注。但是, 其应用仍然不如好氧处理技术普遍, 厌氧生物处理系统运行的不稳定性是其重要障碍之一, 厌氧反应器对工况和环境条件变化的适应能力较差。深入研究相关因素的干扰效应及其内在机理, 并提出有针对性的调控策略, 将有助于推动厌氧生物处理技术的普及。环境和水质条件冲击是反应器的常见干扰因素, 本文就工艺稳定性的内涵和表征方法, 以及环境和水质条件冲击所致的系统失稳现象进行了剖析和探讨。

1 反应器稳定性的内涵和表征方法

目前, 人们对废水生物处理系统稳定性的认识比较模糊。一些学者认为, 稳定性是指工况和环境条件发生变化时系统达到新的稳态的能力^[1]。按照

这个定义, 只要一个系统能够达到新的稳态, 即可认为该系统是稳定的, 没有考虑新的稳态是否能满足实际应用所需。还有一些学者认为, 稳定性可由工艺终产物的品质(水质)状况衡量, 这种定义过于强调结果而忽略了条件。很显然, 工况和环境条件变化不同, 出水水质势必不同。此外, 稳定性还可定义为系统应对工况和环境条件强烈变化的能力, 但这种定义过于强调反应器抵抗各种干扰的能力, 却忽略了受干扰后状态恢复的能力。

废水生物处理系统的稳定性应包含2个方面, 即抵抗各种干扰的能力(抵抗力)和受影响后恢复原有状态或达到新的适宜稳态的能力(恢复力)。其中关于抵抗力的研究, 尽管缺乏比较系统的总结, 但已有较多报道。而关于恢复力的研究, 则鲜见报道。在干扰因素的作用下, 若系统的状态虽有所变化, 但在短期内恢复如初甚至比干扰前更优, 则其恢复力较强; 若干扰消失后, 系统的状态变化较大, 出

收稿日期: 2006-01-04; 修回日期: 2006-03-22

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(30070017)和浙江省重大科技攻关项目(2003C13005)

作者简介: 金仁村(1979-), 男, 博士生; 郑平(1962-), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事废水生物处理技术研究, 0571-86971709, 13136155433, jrczju@yahoo.com.cn。

水水质长期不能达标,反应效能一直较低,说明系统状态已发生质变,恢复力丧失;若干扰消失后,系统虽不能完全恢复,但可以达到新的稳态,且该稳态下系统的状态也符合预期要求,仍可认为系统的恢复力较强。笔者认为,稳定性可定义为系统应对工况和环境条件变化,以及达到适宜稳态的能力。

在反应器和工艺选择的过程中,稳定性是必须考虑的因素,因此不同系统稳定性的比较及稳定性的表征成为重要课题。但目前的评价方法缺乏系统性,更无定量指标。例如,Leitao^[1]在评价上流式厌氧污泥床(UASB)的稳定性中提出的评价指标有:化学耗氧量(COD)去除率、出水水质的变化、pH稳定性和恢复时间,评价也仅停留在定性水平。因此,构建稳定性的定量评价体系势在必行。对此,笔者所在课题组已做了初步研究,运用统计学方法,提出以反应器的出水基质浓度和容积负荷的灵敏度比、标准方差比、回归函数导数作为定量评价指标,比较了在负荷冲击下UASB、厌氧生物膜反应器、厌氧序批式反应器的抵抗力,结果表明,评价具有有效性。而恢复力的定量评价指标一般是恢复时间和恢复程度,但对于恢复时间与恢复程度如何协调统一,恢复时间的计算终点,即恢复到何种程度才有效等一些基本问题,不同人有不同的处理方式,具有经验性,使评价结论互有出入。此外,恢复时间往往以绝对量表征,但恢复时间与系统的特征时间(如水力停留时间、反应器启动时间、往复干扰的周期等)有关,恢复时间与这些量的相对值可能更能反映本质。

2 系统失稳的机理和表现

2.1 环境条件冲击

2.1.1 温度

温度是厌氧生物处理工艺的重要环境因素。温度主要是通过对厌氧微生物细胞内某些酶的活性的影响而影响微生物的生长和代谢速率,从而影响污泥产量、有机物的去除速率及去除负荷;温度还会影响有机物降解途径、中间产物的形成以及各种物质在溶液中的溶解度,因而可能会影响到产气量和成分等。

温度冲击一般包括温度的突然升高或降低,其中后者更为常见,其主要与温控系统失效有关。在厌氧微生物生态系统中,产甲烷细菌比产酸细菌对温度的变化更为敏感。当温度有小幅度改变时,对产酸细菌的活性还未产生足够大的影响,但此时产甲烷细菌已受到较大的影响,其活性不足以将产酸

细菌产生的有机酸及时消耗掉,有可能会造成有机酸的积累,并进而引起系统的pH下降,这又会导致产甲烷细菌活性进一步下降,最终使反应器运行失效。

van Lier等^[2]对UASB的抗温度冲击能力进行了研究。反应器进水为模拟废水,在39℃下运行。冲击温度为45、55、61、65℃,冲击持续5、7h和24h。他们发现,在45℃下甲烷产量处于很高的水平,但更高的温度会加速中温细菌衰亡,导致颗粒污泥活性明显下降。当温度升高后,甲烷产量迅速升高,但超过45℃后,甲烷产量迅速下降。各生理群中,丙酸氧化细菌对温度突然变化最敏感,产甲烷细菌较产酸细菌敏感。这些结论与Visser等^[3]的一致,他们研究了处理富含硫酸盐废水的中温UASB对温度冲击的响应。结果表明,温度升高到45℃时尚不足以影响反应器效能,但继续升高到55℃和65℃后,反应器处理效率大为下降。另外,Rintala和Lepisto^[4]研究了高温(55℃)污泥在不同温度(35、50、55、58、65、70℃)下的产甲烷细菌活性。当温度为65~70℃时,在实验的前几小时内有甲烷产生,但在30h后甲烷产量减少甚至为零。在70h的实验时间内,在35℃下无甲烷产生。

Omil等^[5]研究了在2个pH水平下温度短期下降对硫酸盐还原菌和产甲烷菌间竞争状况的影响。结果表明,在30℃下运行的UASB(pH 7.75~8.00)中,在15℃和12℃下冲击3d仅导致COD去除率不显著的下降,短期的低温对这2种菌群的竞争状况影响不大。El-Mashad^[6]研究了温度波动对牛粪厌氧消化的影响,待测试的完全混合反应器水力停留时间(HRT)为10d和20d,温度为50℃和60℃。温度波动实现途径为:下降温度10℃并运行10h,再升高温度10℃并运行5h。结果表明,温度波动使pH和游离氨浓度发生变化,并进而影响水解、酸化、产甲烷等反应步骤。此外,温度改变后,污泥床的流体力学特性有所改变,致使反应器处理能力也受到影 响,这是因为温度变化引起黏度发生变化,并导致作用于颗粒污泥的水力剪切力发生改变^[7]。

温度冲击对反应器运行性能的影响与许多因素有关,包括温度变化的幅度、冲击时间、污泥特性和污泥负荷。温度变化幅度越大,冲击温度持续时间越长,反应器的抵抗力和恢复力就越差,系统也越易失稳。一般认为,厌氧反应器每日温度的波动幅度以不大于2~3℃为宜。研究表明,高温消化比中温消化对温度波动更为敏感;温度冲击效应随有机负荷的增加而增加,反应器在较高负荷下运行时更应

注意温度的控制。而在高有机负荷下,污泥浓度较高时,温度冲击影响相对较小,这应与污泥负荷仍不够高有关^[8]。因此可以认为,污泥负荷可能更能反映本质。

2.1.2 pH

pH是影响厌氧生物处理工艺的重要环境因素。厌氧反应器需要有一个稳定的pH条件。在厌氧体系中,产甲烷菌的适宜pH范围较窄(6.3~7.8)^[9-10],而其他非产甲烷菌如发酵细菌对pH冲击不如产甲烷菌敏感。如同温度冲击的影响,pH变化较大时,由于挥发性脂肪酸(VFA)的累积,反应器运行状况有可能恶化。

进水pH突然变化的影响与反应器内碱度密切相关。Borja和Banks^[11]的研究表明,冲击pH为10和3、冲击时间为10h时,对反应器稳定性没有明显影响,这是因为系统的缓冲能力足以将发酵液pH维持在较优的范围。Visser等^[12]在处理含有VFA和硫酸盐的人工模拟废水的实验中发现,产甲烷菌在pH超过8后受到抑制,使硫酸盐还原菌成为优势菌群。他们还认为,产甲烷菌比硫酸盐还原菌对短期(8h)pH波动敏感。Moletta等^[13]将在线自控系统用于厌氧流化床的pH调控。加入HCl溶液把pH从6.8降到6.6后,产气量迅速提高40%,CO₂浓度也相应升高,H₂含量基本不变。加入NaOH将pH提高到7.4,发现产气量增大,CO₂浓度明显下降,这可能是由于pH变化可导致CO₂溶解度改变,从而引起气体产量和成分的波动。Lettinga等^[14]通过对甜菜制糖废水进行处理研究认为,受pH冲击后,一旦进水pH恢复到较优的范围,处理效率就能迅速恢复,恢复状况也与冲击强度、持续时间、VFA浓度有关。

2.1.3 溶解氧浓度

由于氧气能引起F₄₂₀-氢酶不可逆解联以及产甲烷菌缺乏超氧化物歧化酶,因此产甲烷菌对氧气非常敏感。但研究表明,颗粒污泥内的产甲烷菌受到了很好的保护,对氧气有一定的耐受作用,这种保护主要归因于固定化微生物生态系统中耗氧兼氧菌的存在,它们转化了部分基质并除去氧,因而创造了厌氧微环境。Kato^[15]研究表明,进水溶解氧质量浓度为3.8mg/L时,处理低浓度废水的UASB和膨胀颗粒污泥床(EGSB)运行不受影响。

对处理生活污水的UASB的研究表明,在稳态下反应器中的絮状污泥含有一定量的兼氧菌,能在反应器底部25cm范围内快速消耗进水中的溶解氧,很好地保护了产甲烷菌。但是在受到水力负荷

冲击时,进水携带的氧量将可能超过兼氧菌的处理能力,导致产甲烷菌受到抑制^[1]。

2.2 水质条件冲击

2.2.1 碳源

在某些特殊场合(如多种食品生产加工)下,废水水质变化很大。Schmidt和Ahring^[16]用UASB对这类废水进行了处理。由于该企业的产品具有季节性,涉及豌豆、胡萝卜、芹菜、韭菜,产生的废水也有4种,4个小试UASB分别用4种废水启动,不同反应器内不同微生物的数量和活性截然不同。当各反应器处于稳态后,反应器间交换水质。当进水从芹菜废水变为另外一种废水后,处理效率明显下降。这种效应在韭菜废水加入系统后最为明显,因为韭菜废水中油脂和蛋白质含量很高。他们提出了一些方法以解决废水成分波动的问题^[16],如中断反应器进水、引入驯化后的污泥以及设置中和池等,但这些方法可能很难实现。

Yang和Anderson^[17]研究了UASB对含乙酸盐、蔗糖和冰淇淋废水的处理特性,以分析不同水质条件对UASB反应器性能的影响。3个反应器的接种污泥均经蔗糖废水驯化,当达到稳态后,其中2个反应器的进水分别改为乙酸盐废水和冰淇淋废水。除碳源外,3个反应器的其他操作参数(进水COD、流量、温度和营养物质)都保持一致。经过400d的运行,有机负荷从3kg/(m³·d)提高到29kg/(m³·d)。结果表明,当有机负荷升高到10.5kg/(m³·d)时,所有反应器运行状况均接近。但是,当有机负荷继续增大时,处理蔗糖废水的反应器性能恶化。这种恶化表现为产甲烷菌活性下降、非产甲烷菌过量增长、颗粒污泥表面丝状菌增多、污泥流失。一般而言,废水中碳源变化会导致接种颗粒污泥物理结构、菌群分布、沉降性能逐渐改变。在一定负荷下,碳源变化会引起颗粒瓦解和污泥上浮。

Fukuzaki等^[18]使用UASB处理淀粉废水(COD质量浓度1.5~3.9g/L)、蔗糖废水(COD质量浓度1.25~2.50g/L)、乙醇废水(COD质量浓度2.0~7.0g/L)、丁酸(COD质量浓度1.5~2.9g/L)和丙酸废水(COD质量浓度1.5~3.0g/L),分析水质条件长期不同对反应器性能的影响。小试UASB在37℃下运行,以含淀粉质量浓度为1.5g/L的模拟废水驯化的颗粒污泥作为种泥。结果表明,碳源改变会导致污泥物理结构、化学成分(胞外多聚物)、细菌分布的变化。当碳源从淀粉改为蔗糖后,污泥上浮并逐渐流失;而从蔗糖改为淀粉后,影响并不大。

2.2.2 长链脂肪酸

当长链脂肪酸(LCFA)突然进入厌氧废水处理系统时,产甲烷菌活性受抑制后,引起污泥质量下降,导致反应器不稳定^[19-21]。除抑制现象外,一些学者发现,当月桂酸质量浓度超过 100 mg/L 时,污泥严重上浮^[20-21]。这种上浮是由于 LCFA 吸附在颗粒污泥表面,气泡释放困难所致。此外,形成的 LCFA 膜还会阻止基质的传递。另一负面影响来自油脂存在时污泥的裂解,这是因为在中性条件下,LCFA 是表面活性剂,可减小细菌表面张力,使憎水性细菌不易聚集,因沉降速度较小而被洗出反应器。长链脂肪酸降解过程需要产乙酸细菌参与,而产乙酸细菌即为表面憎水性细菌^[22]。

2.2.3 洗涤剂

生活污水中一般含有一定数量的洗涤剂,其中含有表面活性物质,当加入气、液或泥水混合物时可减小表面张力。Matthijs 等^[23]研究表明,生活污水中的表面活性剂可在排水管道内得到降解,排入环境或进入污水处理厂后其含量减少了 47% 左右。某些企业(如酒厂、奶制品厂、造纸厂和纺织厂)生产废水中也含有大量清洗剂^[24],当其浓度较高时,会对生物处理产生毒性或抑制作用^[24-25]。Mensah 和 Forster^[26]考察了 3 种洗涤剂冲击对厌氧滤器的影响。他们在模拟废水(含有淀粉和微量元素)中连续添加体积分数为 0.2% 的洗涤剂混合液 12 h。实验期间,pH(8.4)和碱度(CaCO₃ 质量浓度 1 300 mg/L)变化不大。但在受冲击 7 h,反应器性能开始恶化,出水 COD 和 VFA 浓度持续上升,甲烷产量下降。冲击持续 12 h 后,反应器被彻底破坏。Nagel 等^[24]研究了洗涤剂冲击下的小试 UASB 的运行性能。反应器用酒厂废水的颗粒污泥接种,HRT 为 13.3 h,水温保持在 30~35℃,进水为取自同一酒厂并添加了营养物的废水,洗涤剂含有磷酸和可生物降解的非离子表面活性剂。冲击浓度有 3 种,即 0.1%、0.4%、0.6%(体积分数),以模拟工厂中的实际情形。结果表明,反应器运行受到不良影响,产甲烷菌活性受到抑制,VFA 浓度升高,但冲击解除后系统很容易恢复。

3 冲击的频度和持续时间的影响

在生产中,厌氧处理系统面临的冲击可分为 2 类,即瞬时冲击^[27]和逐步变化。逐步变化较为平缓,操作人员可以有时间做相应的调整;而瞬时冲击较为激烈,处理系统需要有足够的缓冲能力容纳这

些负荷,以避免出水水质恶化或系统崩溃。瞬时冲击和逐步变化是相对的,由处理系统的运行条件决定。Xing 等^[28]研究了基质长期(>400 d)周期性波动对厌氧 CSTR 的影响,运行模式为:含 16 g/L 葡萄糖的废水进水 3 d,相同流量下以不含葡萄糖的废水进水 3 d。由此可知,废水平均葡萄糖质量浓度为 8 g/L,反应器 HRT 为 10 d,温度为 35℃。在运行期间,反应器的响应可分为 4 个阶段:①前 49 d,葡萄糖发酵中间代谢产物(包括 VFA、H₂、乙醇)出现累积;②接下来的 240 d,反应器进入“亚稳态阶段”,COD 去除率降至 41%;③反应器运行出现突然变化,形成的 VFA 被去除,该阶段持续 30 d 左右;④ COD 去除率升高。当 H₂ 浓度下降,pH 从 6.1 升高到 7.1,干扰后反应器运行性能开始改善。

4 讨论和结论

从以上讨论可以看出,环境和水质条件的变化会对废水处理系统产生影响。反应器对这些变化的响应差异很大,不仅与处理系统(HRT、泥龄、污泥特性、反应器构型、运行模式、有效碱度、诊断和控制系统的功能性)有关,而且与这些波动本身(冲击类型、程度、频度、持续时间)有关。一般而言,当这些条件突然改变后,厌氧反应器的响应基本类似,主要体现在:产甲烷不彻底,VFA(主要为丙酸和丁酸)累积,pH 和碱度下降,产气量和成分改变(CO₂ 和 H₂ 含量增加),有时还引起污泥流失量增大。

温度的变化会影响厌氧反应器的性能,其原因是不同的微生物生理群对其有不同的响应。当温度低于 16℃ 时,VFA 积累,pH 降低,产甲烷菌活性下降。不仅如此,水解作用变弱,反应器中惰性悬浮固体出现累积,致使泥龄缩短,污泥品质下降。温度的升高引起产甲烷菌衰亡速度增大,甚至超过其生长速率,导致反应器运行性能恶化。进水 pH 变化影响反应器性能,但这种影响取决于发酵液的缓冲能力。当 pH 为 6.5~7.5 时,产甲烷菌活性最高,产酸菌对高或低的 pH 环境相对不敏感。这意味着 pH 较低时产甲烷菌活性受到抑制,而 VFA 却一直在产生,导致反应器酸化。出现氧气时,颗粒污泥中的兼氧菌可为产甲烷菌解除氧毒。但在水力负荷冲击出现时,氧气会超过兼氧菌所能消耗的量,致使产甲烷菌受到抑制。

废水成分的波动会迅速影响反应器的性能,因为不同微生物种群间的平衡与废水成分紧密相关。如果碳源改变持续时间较长,不同种群所占比例则

会发生变化,最终达到新的稳态。高浓度异生性物质、重金属、洗涤剂等经常在污水处理系统中突然出现,其影响由强度(持续时间和浓度)决定,但这些物质对产甲烷菌的抑制作用较其他细菌强,结果会导致VFA积累,pH降低。

参考文献

- [1] Leitao R C. Robustness of UASB reactors treating sewage under tropical conditions[D]. Wageningen: Wageningen University, 2004.
- [2] van Lier J B, Rintala J, Sanz Martin J L, *et al.* Effect of short-term temperature increase on the performance of a mesophilic UASB reactor[J]. *Water Science and Technology*, 1990, 22(9): 183 - 190.
- [3] Visser A, Gao Y, Lettinga G. Effects of short-term temperature increases on the mesophilic anaerobic breakdown of sulfate containing synthetic wastewater[J]. *Water Research*, 1993, 27(4): 541 - 550.
- [4] Rintala J A, Lepisto S S. Pilot-scale thermophilic anaerobic treatment of wastewaters from seasonal vegetable processing industry[J]. *Water Science and Technology*, 1997, 36(2/3): 279 - 285.
- [5] Omil F, Bakker C D, Hulshoff Pol L W H, *et al.* Effect of pH and low temperature shocks on the competition between sulphate reducing bacteria and methane producing bacteria in UASB reactors[J]. *Environmental Technology*, 1997, 18(3): 255 - 264.
- [6] El-Mashad H E M H. Solar thermophilic anaerobic reactor (STAR) for renewable energy production[D]. Wageningen: Wageningen University, 2003.
- [7] Mahmoud N, Zeeman G, Gijzen H, *et al.* Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 90(1): 1 - 9.
- [8] Kelly C R, Switzenbaum M S. Temperature and nutrient effects on the anaerobic expanded bed treating a high strength waste 1984: Proceeding of the industrial waste conference[C]. Boston: Butterworth Publishers, 1984: 591 - 601.
- [9] van Haandel A C. Influence of the digested COD concentration on the alkalinity requirement in anaerobic digesters[J]. *Water Science and Technology*, 1994, 30(8): 23 - 24.
- [10] van Haandel A C, Lettinga G. Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate[M]. Chichester: John Wiley & Sons, 1994.
- [11] Borja R, Banks C J. Response of an anaerobic fluidized bed reactor treating ice-cream wastewater to organic, hydraulic, temperature and pH shocks[J]. *Journal of Biotechnology*, 1995, 39(3): 251 - 259.
- [12] Visser A, Gao Y, Lettinga G. Effects of pH on methanogenesis and sulphate reduction in thermophilic (55°C) UASB reactors[J]. *Bioresource Technology*, 1993, 44(2): 113 - 121.
- [13] Moletta R, Escoffier Y, Ehlinger F, *et al.* On-line automatic control system for monitoring an anaerobic fluidized-bed reactor: Response to organic overload[J]. *Water Science and Technology*, 1994, 30(12): 11 - 20.
- [14] Lettinga G, Hulshoff Pol L W H, Zeeman G. Biological wastewater treatment Part 1: Anaerobic wastewater treatment[R]. Wageningen: Wageningen University, 2000.
- [15] Kato M T. The anaerobic treatment of low strength soluble wastewater[D]. Wageningen: Wageningen University, 1994.
- [16] Schmidt J E, Ahring B K. Treatment of wastewater from a multi product food-processing company, in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors: the effect of seasonal variation[J]. *Pure and Applied Chemistry*, 1997, 69(11): 2447 - 2452.
- [17] Yang G, Anderson G K. Effects of wastewater composition on stability of UASB[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1993, 119(5): 958 - 977.
- [18] Fukuzaki S, Nishio N, Nagai S. High rate performance and characterization of granular and methanogenic sludges in upflow anaerobic sludge blanket reactors fed with various defined substrates[J]. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 1995, 79(4): 354 - 359.
- [19] Hwu C S, Donlon B, Lettinga G. Comparative toxicity of long-chain fatty acid to anaerobic sludges from various origins[J]. *Water Science and Technology*, 1996, 34(5/6): 351 - 358.
- [20] Koster I W. Toxicity in anaerobic digestion: With emphasis on the effect of ammonia, sulphide and long-chain fatty acids on methanogenesis[D]. Wageningen: Wageningen Agricultural University, 1989.
- [21] Rinzema A, Alphenaar A, Lettinga G. The effect of lauric acid shock loads on the biological and physical performance of granular sludge in UASB reactors digesting acetate[J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 1989, 46(4): 257 - 266.
- [22] Alves M, Cavaleiro A J, Ferreira E C, *et al.* Characterisation by image analysis of anaerobic sludge under shock conditions[J]. *Water Science and Technology*, 2000, 41(12): 207 - 214.
- [23] Mathijs E, Debaere G, Itrich N, *et al.* The fate of detergent surfactants in sewer systems[J]. *Water Science and Technology*, 1995, 31(7): 321 - 328.
- [24] Nagel P, Urtubia A, Aroca G, *et al.* Methanogenic toxicity and anaerobic biodegradation of chemical products in use in a brewery[J]. *Water Science and Technology*, 1999, 40(8): 169 - 176.
- [25] Khalik E F, Whitmore T N, Gamal E D H, *et al.* The effects of detergents on anaerobic digestion[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1988, 29(5): 517 - 522.
- [26] Mensah K A, Forster C F. An examination of the effects of detergents on anaerobic digestion[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 90(2): 133 - 138.
- [27] Jensen J. Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment[J]. *The Science of the Total Environment*, 1999, 226(2/3): 93 - 111.
- [28] Xing J, Criddle C, Hickey R. Effects of a long-term periodic substrate perturbation on an anaerobic community[J]. *Water Research*, 1997, 31(9): 2195 - 2204. ■

您想了解粉体加工技术及相关行业信息吗?

请浏览 中国粉体工业信息网 www.chinapowder.cn

粉碎 分级 纳米颗粒制备 混合 分散 改性 造粒 干燥 烧结 散料输送 储存 粉体检测 粉尘爆炸控制等

010-62772725 62772135(Fax)

清华大学材料系逸夫技术科学楼 2713 室