

ASBR 处理高浓度悬浮固体废物的工艺特性

王治军^{1,3}, 王伟², 张锡辉¹

(1. 清华大学深圳研究生院环境工程与管理研究中心, 深圳 518055; 2. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084; 3. 解放军后勤工程学院营房管理与环境工程系, 重庆 400016)

摘要:在水力停留时间(HRT)分别为 20、10、7.5、5d 的条件下, 进行了中温、高温厌氧序批式反应器(ASBR)处理热水解污泥的试验, 在此基础上总结了 ASBR 处理高浓度悬浮固体废物的工艺特性. ASBR 可以有效积累悬浮固体从而保持较高的固体浓度, 但 ASBR 存在一“临界点”, 即最大积累悬浮固体的能力, 超过此临界点, 反应器运行不稳. 在稳态运行条件下, ASBR 能保持较高固体停留时间(SRT)和微生物平均细胞停留时间(MCRT), 在处理热水解污泥时, SRT 和 MCRT 分别是水力停留时间(HRT)的 2.53~3.73 倍、2.03~3.14 倍. 因此, 与传统的连续流搅拌反应器(CSTR)相比, ASBR 的处理效率提高 7.13%~34.68%.

关键词:厌氧序批式反应器; 固体停留时间; 平均细胞停留时间; 临界点

中图分类号:X703; X505 **文献标识码:**A **文章编号:**0250-3301(2006)06-1107-04

Characteristics of Anaerobic Sequencing Batch Reactor for the Treatment of High-Solids-Content Waste

WANG Zhi-jun^{1,3}, WANG Wei², ZHANG Xi-hui¹

(1. Research Center for Environmental Engineering & Management, Shenzhen Graduate School, Tsinghua University, Shenzhen 518055, China; 2. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 3. Department of Military Real Estate Management and Environmental Engineering, Logistical Engineering University of PLA, Chongqing 400016, China)

Abstract: Based on the experiments of digestion of thermo-hydrolyzed sewage sludge in both mesophilic and thermophilic anaerobic sequencing batch reactors (ASBRs) with 20, 10, 7.5, 5d hydraulic retention time (HRT), operating characteristics of ASBR for treatment of high-solids-content waste were investigated. ASBR can efficiently accumulate suspended solids and keep high concentration solids, however there exists a “critical point” of ASBR, which means the maximum capability to accumulate suspended solids without negative effects on ASBR stability, and beyond which the performance deteriorates. Under steady condition, ASBR can sustain high solid retention time (SRT) and mean cell retention time (MCRT), the SRT and MCRT is 2.53~3.73 and 2.03~3.14 times of hydraulic retention time (HRT) when treating thermo-hydrolyzed sludge, respectively. Therefore, compared to traditional continuous-flow stirred tank reactor (CSTR), the efficiency of ASBR enhances about 7.13%~34.68%.

Key words: anaerobic sequencing batch reactor (ASBR); solid retention time; mean cell retention time; critical point

厌氧序批式反应器(anaerobic sequencing batch reactor, ASBR)是一种尚处于研发阶段的新型厌氧反应器, 它克服了上流式厌氧污泥床(UASB)不能处理含有高浓度悬浮固体(SS: 2%~5%)废水的缺陷, 开始用于处理养猪场废物^[1,2]和粪便污水^[3]的研究. 笔者等开发了处理剩余污泥的“热水解-ASBR”新工艺^[4], 本文总结了 ASBR 处理高浓度悬浮固体废水的工艺特性, 为 ASBR 处理其他高悬浮固体废水提供借鉴.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验工艺见图 1. 共有 3 套完全相同的厌氧消化试验装置(I、II 和 III)均采用内径 15cm、高 28cm

的有机玻璃加工而成. 总容积 4L, 其中 3L 用来处理污泥, 上部 1L 作为气室用来储存消化气. 反应器外壁包裹电热膜, 通过温控仪来控制反应器内部温度. 其中反应器 I 温度为 $55^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, 反应器 II 和反应器 III 的温度为 $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, 采用装满饱和 NaCl 溶液(加 5 滴浓硫酸)的集气筒收集气体以便于气体采样和计量, 也可以利用湿式流量计来计量.

1.2 试验材料

试验用污泥取自北京某污水处理厂, 每 3 个月取 1 次, 污泥固体浓度有一定的变化. 污泥取回后先在高压釜(GSH-10 型, 山东威海化工机械厂)中进

收稿日期: 2005-05-03; 修订日期: 2005-06-27

作者简介: 王治军(1973~), 男, 博士后, 讲师, 主要研究方向为污泥、污水处理及水环境修复, E-mail: wangzj@sz.tsinghua.edu.cn

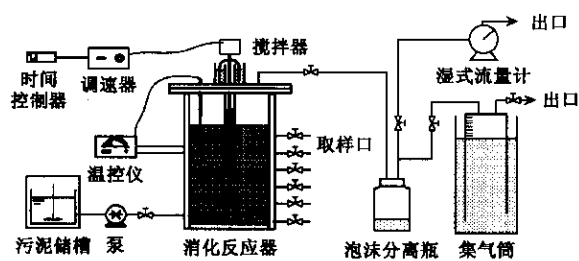


图1 试验工艺流程

Fig.1 Schematic diagram of anaerobic digestion system

行热水解,热水解温度和热水解时间分别为 170°C 、30min. 经过热水解预处理的污泥(简称热水解污泥)储存在冷柜中(3°C),向消化反应器进泥前先将热水解污泥加热至 35°C . 热水解污泥的总固体浓度(TS): $20.81 \sim 40.41\text{g/L}$, SS: $18.23 \sim 30.36\text{g/L}$; TKN: $1.098 \sim 1.445\text{mg/L}$; 碱度(按 CaCO_3 计): $723 \sim 1280\text{mg/L}$, 总 COD 浓度(TCOD): $30 \sim 50\text{g/L}$, 溶解性 COD(SCOD): $7 \sim 13\text{g/L}$.

1.3 试验方法

3套反应器接种后先按照 CSTR 方式运行,对种泥进行 80d 的驯化,随后反应器 I 和 III 按照 ASBR 方式运行,分别称之为高温 ASBR、中温 ASBR. 反应器 II 作为对照反应器,一直按照 CSTR 方式运行,称为 CSTR 反应器. 3套反应器随后在水力停留时间(HRT)相继为 20、10、7.5、5d 的条件下进行了 400 多 d 的稳态试验. ASBR 一个运行周期(24h)包括进泥(15min)、反应(20h)、沉降(3.5h)和排泥(15min)4 个过程.

1.4 分析方法

TS、VS、SS、VSS: 称重法; COD: 标准重铬酸钾法; TKN: 凯氏法; 碱度: 采用 ZDJ-4A 型自动电位滴定仪; 微生物量: 脂磷法; 沼气成分: SQ-206 型气相色谱(TCD 检测器); pH: Orion868 型 pH 测定仪.

2 结果与讨论

2.1 临界点

ASBR 的悬浮固体在沉降期进行静态沉降,随后上清液从 ASBR 的上端排出,因此悬浮固体被截留在反应器内,这有利于有机固体的生物降解. 试验开始时为了充分发挥 ASBR 积累悬浮固体的能力,除了必要的采样分析之外没有从底部排泥. 到第 185d,中温 ASBR 的总固体(TS)平均浓度逐步增大到 94.25g/L ,而中温 CSTR 内的 TS 一直维持在 22g/L 左右. 中温 ASBR 的产气正常,然而在第 186d,

反应器的产气量突然下降,从前一天的 6.70L/d 降至 5.10L/d ,随后持续下降. 将这一点称为“临界点”. 此时,由沉降末期反应器内固体物质沿反应器高度的分布(图 2)可知,中温 ASBR 底部污泥 TS 浓度高达 160g/L 左右,而且在底部 30% 的反应器容积内,污泥有机质所占比率低于 35% (图 3),通常消化污泥中的有机质含量在 40% 左右,说明这部分污泥已经充分降解而矿化. 推测产气量下降的原因是这部分已经充分矿化的固体物质占据了反应器很大一部分容积而导致反应器有效容积大幅度减小.

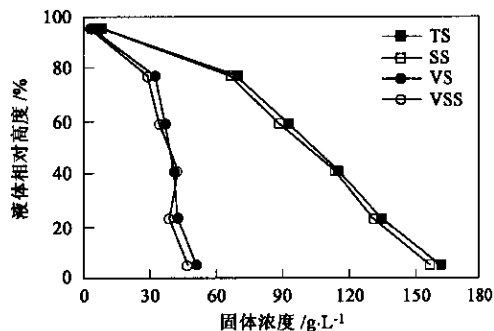


图2 临界点的固体浓度的分布

Fig.2 Profiles of solid substance in critical point

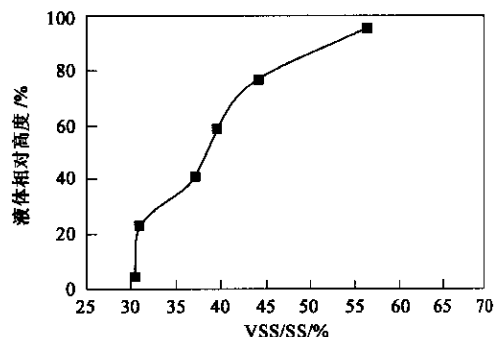


图3 临界点固体有机质比例的分布

Fig.3 Profiles of ratios of VSS to SS in critical point

因此,为了维持 ASBR 反应器的稳定运行,还必须定期从 ASBR 底部排泥来防止固体物质的过度积累. 通过计算每天的固体物质累积量,每运行 1 个水力停留时间,反应器需要从底部排出相当于每天进泥体积的消化污泥. 随后中温 ASBR 的产气逐步恢复,并且在以后的试验中运行稳定. 这表明 ASBR 处理高浓度悬浮固体废水时,尽管悬浮固体的积累有利于提高处理效率,然而存在一个“临界点”,即 ASBR 的最大积累悬浮固体的能力,超过此点,会影响 ASBR 的稳定运行.

2.2 固体停留时间

高浓度悬浮固体废水(如剩余污泥、养猪场废物、粪便污水等)在厌氧消化时,由于有机基质主要集中在悬浮固体(SS:2%~5%)中,固体有机物的水解速度慢,水解是整个厌氧消化过程的限速步骤^[5].因此,要求固体有机物的停留时间(solid retention time, SRT)长,且 SRT 越长越有利于固体有机物的生物降解.长期以来,一直采用的是 CSTR 消化池来处理高浓度悬浮固体废物,它的 HRT 等于 SRT,通常 HRT 长达 15~30d.

SRT 表示进料中的固体或者反应器内微生物在连续流反应器中的平均停留时间^[6].在处理废水时,通常进水中有机固体含量低,反应器内的固体主要是微生物菌体,因此 SRT 表示的是微生物的平均细胞停留时间(mean cell retention time, MCRT),即 $SRT = MCRT$,并利用反应器内部的挥发性悬浮固体(VSS)与出水的 VSS 比值来表示.就高浓度悬浮固体废水的厌氧消化而言,尽管反应器内固体物质也包含了微生物菌体,然而进料所带入的固体物质浓度很高,VSS 主要是进料中的有机物质.因此 SRT 表明的是进料中固体物质的平均停留时间, SRT 的意义不同于 MCRT.

利用反应器内的 VSS 和出泥的 VSS 浓度可以计算得到 SRT,见图 4.在 4 个条件下,高温、中温 ASBR 反应器中的 SRT 是 HRT 的 2.57~3.73 倍.中温 ASBR 的 SRT 在 4 个条件下都要比高温的高,这主要是因为中温消化污泥的沉降性能比高温消化污泥的好^[7],在相同的沉降时间内,更多的悬浮固体沉降在反应器的底部.这说明反应器内固体基质沉降性能对于能否获得较高的 SRT 有直接影响. Duck Chang 等利用 ASBR 来直接处理浓缩污泥,尽管 ASBR 的沉降期长达 1d,由于浓缩污泥的沉降性能差,加之在沉降 12~14h 后污泥不断产气导致大部分污泥上浮,研究者将反应期提高到 3d,循环周期设置为 4d,同时又采用轻微搅拌的方式来使污泥气泡脱除,但固液分离效果仍不理想,挥发性固体(VS)的去除率为 20%~30%^[8].本研究中之所以能获得较高的 SRT,是因为热水解预处理显著改善了污泥的沉降性能^[9].这表明 ASBR 处理高浓度悬浮固体基质时,悬浮固体沉降性能越好,越容易获得较高的 SRT.

2.3 平均细胞停留时间(MCRT)

MCRT 是反应器中的微生物菌体量相对于出水中菌体量的比值,表示 1 个活的细菌在反应器中的平均停留时间.生物反应器的核心是微生物,1 个

运行良好的反应器的必要条件是维持足够长的 MCRT 来保证微生物的正常生长.厌氧反应器中产甲烷菌的增值速率相对较慢,世代时间较长,比如,厌氧酸化菌为 0.125d,产乙酸菌为 3.5d,嗜氢菌为 0.5d,甲烷八叠球菌 1.5d,甲烷丝菌为 7.0d,因此厌氧反应器需要更长的 MCRT.

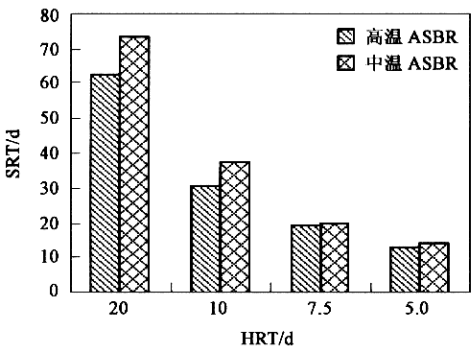


图 4 SRT 和 HRT 的对比
Fig.4 Comparison of SRT and HRT

如前所述,对于处理含有高悬浮固体废物的厌氧系统,不能用 VSS 来表征微生物量,目前有一些新方法表征微生物量^[10],脂磷分析方法是其中的一种.磷脂中的磷含量很容易用比色法测定,用它表示生物量在很多研究中得到应用^[11,12].1nmol P 相当于大肠杆菌(*E. coli*)大小的细胞 10^8 个.本研究也利用脂磷法来测定微生物量.图 5 表示了在 HRT 为 7.5d 条件下,中温、高温 ASBR 在沉降末期的微生物量的分布.

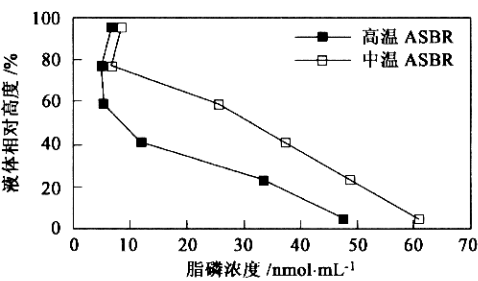


图 5 微生物量沿 ASBR 高度的分布(HRT = 7.5d)
Fig.5 Profiles of microorganism in ASBR(HRT = 7.5d)

可见越往反应器底部,微生物浓度越高,这表明 ASBR 也能有效积累微生物菌体.通过测定 ASBR 反应器内污泥及反应器出泥的微生物浓度,得到 ASBR 内的 MCRT.在 HRT 为 7.5d、5d 的条件下,高温 ASBR 的 MCRT 分别为 16.76d、10.18d,分别是 HRT 的 2.23、2.03 倍;中温 ASBR 的 MCRT 分别为 23.55d、13.12d,分别是 HRT 的 3.14、2.62

倍.可见,ASBR 也能够有效截留微生物菌体,从而保持较高的 MCRT.

2.4 处理效率

图 6 表示了 3 套反应器的处理效率.在 HRT 为 20、10、7.5、5d 时,中温 ASBR 的 TCOD 去除率比中温 CSTR 提高了 12.38%、27.93%、31.16%、34.68%(相对百分比).高温 ASBR 的 TCOD 去除率比中温 CSTR 提高了 7.13%、16.59%、28.21%、30.52%(相对百分比).随着 HRT 的缩短,CSTR 的处理效率比 ASBR 的下降更快,ASBR 相对于 CSTR 的 TCOD 去除率的提高值不断增大.图 7 表示了产气率的变化,高温 ASBR、中温 ASBR 的产气率都要比中温 CSTR 的高.

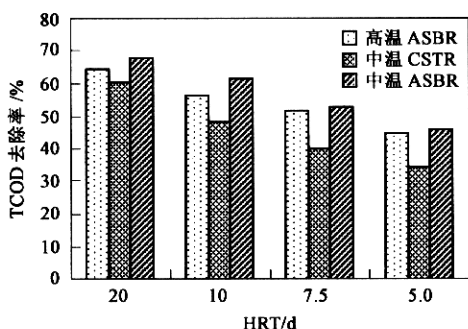


图 6 3 套反应器的 TCOD 去除效率

Fig. 6 TCOD removal rate of three reactors

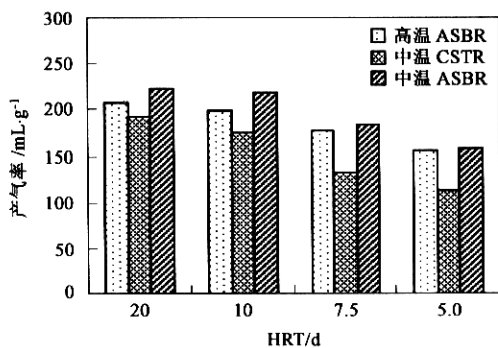


图 7 3 套反应器的产气率

Fig. 7 Methane production rate of three reactors

在 CSTR 反应器中,由于 $HRT = SRT = MCRT$,在相同的 HRT 条件下,ASBR 的 SRT 和 MCRT 大幅度提高,ASBR 的处理效率才得到显著提高.这也意味着达到相同处理效率的前提下,ASBR 具有降低 HRT、减小消化器容积从而节省投资费用的潜力.比如,在处理热水解污泥时,倘若达到 60% 左右的 TCOD 去除率,中温 CSTR 的 HRT 需要 20d,而中温 ASBR 仅需 10d.

3 结论

(1)ASBR 在处理高浓度悬浮固体废物时,悬浮固体不断积累在反应器内,有利于处理效率的提高,然而 ASBR 存在一“临界点”,即最大积累悬浮固体的能力,超过此临界点,反应器运行不稳定,必须从 ASBR 底部定期排出已矿化的固体物质来防止悬浮固体的过度积累.

(2)ASBR 在处理高悬浮固体废水时,能保持较高的固体停留时间(SRT)和微生物平均细胞停留时间(MCRT).悬浮固体的沉降性能越好,越容易获得较高的 SRT.

(3)ASBR 在处理高悬浮固体废水时,由于具有较高的 SRT 和 MCRT,比传统的连续流搅拌反应器(CSTR)的处理效率高,因此具有降低 HRT、减小消化器容积从而节省投资的潜力.

参考文献:

- [1] Massé D I, Droste R L. Potential for the psychophilic anaerobic treatment of swine manure in using a sequencing batch reactor [J]. *Canadian Agriculture Engineering*, 1997, **39**(1):25~33.
- [2] Angenent Largus T, Sung Shihwu, Raskin Lutgarde. Methanogenic population dynamics during startup of a full-scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste [J]. *Water Research*, 2002, **36**(18):4648~4654.
- [3] Lee J G, Hur J M. Performance characterization of anaerobic sequencing batch reactor process for digestion of night soil [J]. *Water Science and Technology*, 2001, **43**(1):27~34.
- [4] 王治军. 剩余污泥“热水解-ASBR”处理工艺研究[D].北京:清华大学,2005.
- [5] Vavilin V A, Rytov S V, Lokshina L Ya. A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter [J]. *Bioresource Technology*, 1996, **56**(2-3):229~237.
- [6] Peter N. Hobson, Andrew D. Wheatley. *Anaerobic digestion modern theory and practice* [M]. England: Galliard Ltd, 1992. 259~260.
- [7] Pinnekamp J. Effects of thermal pretreatment of sewage sludge on anaerobic digestion [J]. *Water Science and Technology*, 1988, **21**(4-5):97~108.
- [8] Duck Chang, Joon Moo Hur, Tai Hak Chung. Digestion of municipal sludge by anaerobic sequencing batch reactor [J]. *Water Science and Technology*, 1994, **30**(12):161~170.
- [9] 王偉. 下水汚泥の熱變性メタン発酵プロセスに関する研究[D].日本京都:京都大学,1988.
- [10] 金川貴博. 水処理微生物の解析方法の進歩と成果[J]. *水処理技術*, 2002, **43**(5):209~213.
- [11] Findlay R H, King G M, Walting L. Efficacy of phospholipids analysis in determining microbial biomass in sediments [J]. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1989, **55**(11):2888~2893.
- [12] Narasim malu R, Osamu M, Norifumi I, *et al.* Variation in microbial biomass and community structure in sediments of eutrophic bays as determine by phospholipids ester-linked fatty acids [J]. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1992, **58**(2):562~571.