

文章编号 :1009 - 038X(2002)03 - 0317 - 05

好氧颗粒污泥的形成及其性质

陈 坚 , 王 强 , 堵国成

(江南大学 工业生物技术教育部重点实验室 江苏 无锡 214036)

摘 要 :综述了好氧颗粒污泥的研究进展 ,包括好氧颗粒污泥的基本特征和微生物相、好氧颗粒污泥形成的主要条件及其颗粒化过程、好氧颗粒污泥反应器等。好氧颗粒污泥是近几年发现的在好氧条件下自发形成的细胞自身固定化颗粒 ,具有良好的沉淀性能、较高的生物量和在高容积负荷条件下降解高浓度有机废水的良好生物活性。颗粒化过程是一个多阶段的过程 ,取决于废水组成、操作条件和适当的选择压等因素。SBR 反应器(Sequencing Batch Reactor)有利于好氧颗粒污泥的形成。

关键词 :好氧颗粒污泥 ;微生物相 ;颗粒化过程

中图分类号 :X 172

文献标识码 :A

Cultivation and Properties of Aerobic Granular Sludge

CHEN Jian , WANG Qiang , DU Guo-cheng

(The Key Laboratory of Industrial Biotechnology , Ministry of Education , Southern Yangtze University , Wuxi 214036 , China)

Abstract : Aerobic granular sludge is the self-immobilized sludge , which is recently found under the aerobic condition. Aerobic granular sludge demonstrates high settling velocities leading to good solid-liquid separation , high biomass retention , high activity and an ability to withstand high loading rates. Granulation is a multiple phase process , which is depending on the composition of the substrate , the operation condition and selective pressure. Sequencing batch reactor is advantageous for the formation of aerobic granular sludge. This paper presents the aerobic sludge granulation , including the general properties , microbial morphology , the main conditions of granulation , the generation process and the aerobic granular sludge reactor.

Key words : aerobic granular sludge ; microbial morphology ; granulation

常规的好氧污水处理系统大多存在缺点 ,如容易产生大量的剩余污泥、对冲击负荷敏感、反应器体积庞大及容积负荷较低等。普通活性污泥法的容积负荷一般为 $0.2 \sim 2.0 \text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 。而厌氧系统容积负荷则相当高 ,特别是 UASB(upflow anaerobic

sludge blanket)反应器可达到 $40 \text{ kg}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,其主要原因就是 UASB 中活性污泥以颗粒状存在 ,因此在反应器中积累大量的活性污泥 ,而且沉淀性能良好 ,不需要额外的沉淀池。厌氧颗粒污泥的研究主要集中在产甲烷菌系统中 ,后来又陆续对酸化菌颗

收稿日期 2002 - 04 - 10 ; 修订日期 2002 - 04 - 28.

基金项目 江苏省环境科学与工程重点实验室开放课题.

作者简介 陈坚(1962 -) ,男 ,江苏无锡人 ,工学博士 ,教授 ,博士生导师.

粒污泥^[2]等进行了研究。

在好氧反应系统中实现污泥的颗粒化,将使反应器中存留大量沉降性能良好的活性污泥,且降低了污泥沉淀系统要求、减少了剩余污泥的排放。由于颗粒污泥拥有高容积负荷下降解高浓度有机废水的良好生物活性,因而可减少反应器占地面积,减少一定的投资,尤其在土地紧张的地区具有积极的意义。

相对于厌氧颗粒污泥,有关好氧颗粒污泥的研究报道较少。本文就目前国内外对好氧颗粒污泥性质及形成过程的研究作一综述,以供进一步研究时参考。

1 好氧颗粒污泥的研究及其进展

1.1 研究概况

好氧颗粒污泥的研究建立在厌氧污泥颗粒研究的基础上。早期的研究主要在连续流的 BAS (biofilm airlift suspension) 反应器中进行,需要在培养过程中添加污泥载体,如 De Beer 等^[3]对硝化细菌, Van der Hoek 等对反硝化细菌, Tjihuis 等^[4]和 Van Benthum 等^[5]对好氧异养细菌进行的研究。

1991 年, Shin H-S 等^[6]和 Mishima K 等^[7]开始利用连续流 AUSB (aerobic upflow sludge blanket) 反应器对好氧活性污泥自凝聚现象进行研究,但运行条件苛刻,须用纯氧曝气才能形成,且无除磷脱氮能力。1997 年起, Morgenroth 等^[8]利用间歇式 SBR (sequencing batch reactor) 反应器对好氧颗粒污泥的自凝聚及其性能进行了研究。Peng 等^[9]在 SBR 反应器中,以醋酸钠为碳源,在低溶解氧 ($DO\ 0.7 \sim 1.0\ mg/L$) 情况下形成具有良好生物学性能的好氧颗粒污泥。Beun 等^[10]证实在 SBR 反应器中较短的水力停留时间和较大的水流剪切作用有助于形成好氧颗粒污泥,沉淀时间的选择是影响好氧颗粒污泥菌群的主要因素,并认为在特定情况下采用 SBR 反应器进行好氧颗粒污泥的研究具有独特的优势。Beun 等^[11]还对相同负荷、相同气体表面速率和相同操作周期情况下, SBAR (sequencing batch airlift reactor) 反应器、SBR 反应器和 BAS 反应器中产生的不同好氧颗粒污泥进行比较,并在 SBAR 反应器中发现存在硝化和反硝化过程。Etterer 等^[12]对在不同操作条件下所形成的好氧颗粒污泥的形状进行了系统研究,并提出了有关研究方法。

在中国,竺建荣等^[13,14]研究了在厌-好氧交替工艺 (SBR 的一种变型) 中好氧活性污泥的培养和理化特性。卢然超等^[15]研究了 SBR 反应器工艺在

不同条件下对好氧污泥颗粒化和生物除磷效果的影响。

1.2 颗粒化反应器的选择

污水处理的好氧生物处理主要以连续流反应器为主,但在某些特定条件下,采用间歇流具有独特的优势。短期或长期的超负荷运转会导致较短的 HRT (进水量超过设计值) 或较低的 DO (负荷超过设计值), 最终导致连续流反应器处理效率的下降。在较低的 DO 情况下,类似于 *Sphaerotilus natans* / type 1701 和 *Haliscomenobacter hydrossis* 等的丝状菌会大量繁殖,污泥沉降性能下降,甚至反应器运行恶化。而将进水方式由连续式改为间歇式可以解决上述问题^[8]。

相对于连续流反应器,间歇式反应器有如下优点:设计和操作简单;污泥沉淀发生在反应器中,不需要额外的沉淀池;反应器有较高的 H/D (反应器高/直径) 比,占地面积小;可以积累高浓度的污泥,承受较高的容积负荷及冲击负荷。间歇进水可以改善污泥沉淀性能,通过沉淀时间的选择可以在反应器中获得颗粒污泥。沉降速率是反应器主要的操作参数,较高的 H/D 比有利于颗粒化过程。由于具有良好沉降性能的活性污泥沉淀时间较短,反应周期中的大部分时间可以用于反应^[10]。

目前用于好氧颗粒污泥研究的间歇式反应器包括: SBR^[8~10,12]、SBAR^[11]和厌-好氧交替工艺^[13~15],其实后两种均为 SBR 的变型^[16]。

1.3 接种污泥

好氧颗粒污泥反应器可采用不同接种污泥,已有的报道包括: (1) 以普通的絮状活性污泥为接种污泥^[8,9,11,12],此为丝状菌和小颗粒的混合物,接种污泥占反应器体积 25% 左右; (2) 以去除 COD 为主的悬浮、不沉降的细胞为接种污泥^[10],接种污泥占反应器体积 0.5% 左右; (3) 直接采用厌氧颗粒污泥进行驯化^[13~15]。

直接采用厌氧颗粒污泥进行驯化的方法简便且成功率高,而以普通絮状活性污泥为接种污泥,启动时间长,控制难度较大。卢然超等^[15]以厌氧颗粒污泥为接种污泥在 SBR 反应器中培养出好氧颗粒污泥,而以普通活性污泥为接种污泥未获成功。

2 好氧颗粒污泥的基本性质

好氧颗粒污泥外观一般为橙黄色,圆形或椭圆形。成熟的好氧颗粒污泥有光滑的表面。在厌氧-好氧交替工艺 (Alternation of Anaerobic/Aerobic Process, AAA) 中,颗粒直径大多在 $0.5 \sim 1.5\ mm$ 之间。

经过适度冲洗淘洗后的好氧颗粒污泥直径多在 1 mm 左右。未经淘洗的颗粒污泥的全粒度分析表明,粒径在 0.5 mm 以上的颗粒占全部污泥微粒的 20%,在保证良好沉降性的同时,又能保证在曝气时污泥具有良好的悬浮性和透气性^[13]。而在 SBR 反应器中,颗粒直径大多在 1.9 ~ 4.6 mm 之间,稳定状态下形成的颗粒光滑、致密,颗粒直径为 4.6 mm^[10]。

颗粒污泥的形状系数(shape factor)稳定在 0.45,纵横比(aspect ratio)为 0.79。这些参数与沉降速率、表面气体流速和 HRT 等操作条件无关^[10]。

在多数情况下,在 SBR 反应器中形成的颗粒污泥的密度为 11.9 g/L(污泥/颗粒污泥),小于在气升反应器中形成的 15 ~ 30 g/L(污泥/污泥)的颗粒污泥或生物膜密度。在稳定操作条件下的污泥密度为 3.2 ~ 6.88 g/L(污泥/反应器容积)^[10]。而 SBAR 反应器中,在稳定操作条件下,污泥密度稳定在 48 g/L(污泥/颗粒污泥)^[11]。COD 负荷 1.2 ~ 1.5 kg/(m³·d)时,好氧颗粒污泥的污泥密度为 1.0068 ~ 1.00729 g/cm³,而普通活性污泥的污泥密度为 1.002 ~ 1.006 g/cm³^[13]。

Morgenroth 等^[8]在以糖蜜为碳源的 SBR 反应器中,平均 COD 表面负荷 3.3 kg/d 下,获得的好氧颗粒污泥平均固体浓度为 0.88 g/L,远低于在厌氧反应器(如 UASB)中曾获得的浓度 31 ~ 60 L⁻¹,好氧颗粒污泥平均氧消耗量 96.5 mg/(g·h)。

颗粒污泥有良好的沉降性能。单个颗粒污泥沉降速率在 18 ~ 35 m/h。颗粒污泥的 SV 为 14% ~ 30%,SVI 12.6 ~ 64.5 mL/g(一般在 36 左右),而普通活性污泥的 SVI 在 100 ~ 150 mL/g 左右。颗粒污泥反应器中曝气停止时,迅速形成明显的泥水分界面,污泥以上为澄清层,以下为污泥层(受阻沉淀层)^[13]。颗粒直径和沉降速率间呈正相关^[14]。

好氧颗粒污泥的含水率一般为 97% ~ 98%,低于普通活性污泥(含水率 99% 以上),即采用好氧颗粒污泥比普通活性污泥的污泥量至少减少一半^[13]。

耗氧速率(OUR_w)是指单位质量的微生物在单位时间内对氧气的吸收量,反映了微生物新陈代谢过程的快慢即微生物活性的大小、微生物对有机物的降解能力。颗粒污泥的 OUR_w 为 1.27 mg/(g·min),而普通活性污泥的 OUR_w 为 0.8 mg/(g·min)左右。由此可见,好氧颗粒污泥的生物学活性明显高于普通活性污泥^[13]。

在 SBR 反应周期中没有硝化反应存在^[10]。而在运行了 30 万数据的好氧颗粒污泥 SBAR 反应器中

NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 的浓度变化表明反应器内同时存在硝化和反硝化过程。由于反应器连续曝气,反硝化的存在出乎意料,很可能这与顺序进水有关^[11]。

3 操作条件及反应器类型对污泥颗粒化的影响

3.1 操作条件

3.1.1 COD 负荷 COD 负荷的变化会影响到活性污泥的积累,在高负荷情况下会产生大量污泥。在其他条件(最小沉降速率、表面气体流速和 HRT)最优情况下,活性污泥会累积,导致反应器中污泥浓度增加。COD 负荷在一定范围内对颗粒化过程并无直接影响,但它影响到颗粒污泥的最终形状。较高的 COD 负荷容易引起丝状菌大量生长,从而阻碍污泥沉淀并导致反应器操作状态不稳定^[10]。

3.1.2 污泥龄 污泥龄(SRT)的控制与颗粒污泥的形成密切相关。难于沉降的絮状污泥因为它们的 SRT 与 HRT 相同而在排水阶段被洗出。采取选择压的方法可使快速沉降的絮状污泥生长和富集^[8]。在 SBR 反应器启动阶段,由于丝状菌和絮状污泥的减少,造成出水中污泥浓度的降低和 SRT 的增加,稳定阶段 SRT 为 9 d^[11]。但短泥龄(10 d)的颗粒粒径比长泥龄(16 d)的颗粒粒径小(0.1 ~ 0.5 mm),这是因为在同样的有机负荷下,泥龄短,颗粒没有足够的时间长大,颗粒小,传质条件好,比表面积大,有助于提高反应器的处理能力。在稳定运行阶段,SRT 为 80 ~ 100 d,接近普通活性污泥法,出水有污泥流失现象^[14]。

3.1.3 进水水质 已有的研究表明,可以在很广的进水有机物组成范围内形成颗粒污泥,而并不局限于特定的微生物种群。但进水中的含氮量过高或过低都会使反应器中污泥的颗粒化程度下降,已有的颗粒污泥逐渐解体,向絮状转化,并带有丝状絮体,污泥沉淀性能变差。所以,进水中合适的 TN/TP 比是影响污泥颗粒化的重要因素^[15]。

3.1.4 温度 颗粒污泥反应器处理效率与温度密切相关。竺建荣等^[14]发现在厌-好氧交替工艺中随着温度的降低,除磷效率下降,出水越来越浑浊,含污泥量增加,反应器中污泥量减少,颗粒化结构不好,大多数变为絮状污泥,污泥颜色变暗,沉淀性能明显下降。分析其原因可能为:①低温抑制污泥中的微生物生长,污泥浓度降低,总生物降解能力下降,除磷效率下降;②低温影响发酵菌的产酸;③温度降低使硝化和反硝化作用明显下降,NO₃⁻ 和 N₂ 的存在抑制产酸菌的厌氧发酵和挥发性脂肪酸的

产生.

3.1.5 水力停留时间 较低的水力停留时间 (HRT)能洗出悬浮微生物,减少反应器中悬浮微生物的生长,促进颗粒污泥的形成.在 SBR 反应器中, HRT 为 8 h 时不能有效洗出悬浮微生物;当 HRT 为 6.75 h,表面气体流速较低时,好氧颗粒污泥可以稳定存在^[10].较低的 HRT 有利于活性污泥的颗粒化^[10].

3.1.6 表面气体流速 气体流量是反应器中剪切力的主要产生原因.在较高的表面气体流速下 (0.041 m/s),好氧颗粒污泥表面多余的丝状菌脱落,导致形成较光滑的颗粒污泥.脱落的微生物因为沉淀较慢而被洗出.在较高的表面气体流速 (0.041 m/s)下,沉淀时间适当延长,负荷可增至 7.5 kg/(m³·d).而较低的表面气体流速(0.014 或 0.020 m/s)并不能形成稳定的颗粒污泥^[10].

3.2 颗粒化反应器的比较

分别以 SBAR、SBR 和 BAS 作为颗粒化反应器,在 COD 负荷 2.5 kg/(m³·d),表面气体流速 86.4 m/h,颗粒污泥稳定条件下进行对照,见表 1.

在相同操作条件下,SBR 反应器中污泥密度 12.0 g/L(污泥/颗粒污泥),远低于 SBAR 反应器中的 48.0 g/L(污泥/颗粒污泥);而 SBR 反应器中颗粒平均直径(2.0 mm)大于 SBAR 反应器中的颗粒平均直径(1.0 mm).这是由于 SBR 反应器中的水力剪切力的分布较 SBAR 反应均匀,SBAR 反应器中较高的水力剪切力导致污泥较大的密度和较小的颗粒直径^[11].

在 SBR 反应器中可以观察到颗粒分层现象.在反应器上部的颗粒污泥的数量小于反应器下部的颗粒污泥的数量,导致在上部的颗粒污泥的快速生长,产生直径较大和密度较小的颗粒污泥,这种污泥易解体,导致不稳定^[10].

对 BAS 反应器中好氧污泥颗粒化作研究,发现以乙醇为碳源产生的颗粒污泥比以醋酸钠为碳源产生的颗粒污泥密度更大^[4],而在 SBAR 中以醋酸钠为碳源产生的颗粒污泥密度更大^[11].显然,上述差异不是由于底物不同引起的.

4 好氧颗粒污泥的微生物相

以普通活性污泥为接种污泥的启动初期,好氧颗粒污泥反应器中形成含有大量真菌的颗粒,这种颗粒不稳定,容易解体成碎片;随后生成的颗粒主要由细菌组成,含有部分丝状菌^[10].颗粒本身的生物相极其丰富,主要是形态各异的细菌,有球菌、长短不一的杆菌等^[13].Peng 等^[9]观察到颗粒污泥主要由杆状细菌组成,其端部朝向颗粒中心,并无丝状菌的存在.Morgenroth 等^[8]发现好氧颗粒污泥由结合着细菌的酵母构成,构成丝状结构的酵母主要为 *Geotrichum sp.*该酵母只是当作好氧颗粒污泥的支架,还是对底物的降解有更多的作用,这还需进一步的研究考证.

在较大的好氧颗粒污泥颗粒表面和周围还存在大量的原生、后生动物,附着生长大量钟虫,如等枝虫等^[13].

表 1 不同反应器中形成的颗粒污泥的性质

Tab.1 Properties of aerobic granular sludge formed in different reactors

项目	SBR 反应器 ^[10]	SBAR 反应器 ^[11]	BAS 反应器 ^[4]
进水方式	不连续	不连续	连续
碳源	乙醇	醋酸钠	醋酸钠
沉淀池	不需要额外的沉淀池	不需要额外的沉淀池	不需要额外的沉淀池
升液管	不需要	需要	需要升液管、三相分离器
载体	不需要污泥载体	不需要污泥载体	需要污泥载体
选择变量	沉淀时间是选择变量	沉淀时间是选择变量	HRT 是选择变量
解体原因	主要决定于水力条件	主要决定于水力条件	主要决定于载体浓度
发生的反应		发生硝化和反硝化反应	不发生反硝化反应
污泥浓度	3.0 g/L	4.0 g/L	0.7 g/L
污泥密度	12.0 g/L	48.0 g/L	15.0 g/L
平均直径	2.0 mm	1.0 mm	0.35 mm(载体直径 0.26 mm)
比表面积与数据	340 m ² /m ³	758 m ² /m ³	1 700 m ² /m ³

5 颗粒化过程

颗粒污泥的产生是普遍的现象,污泥颗粒化只是生物膜生长的特殊形式^[11]。

在 SBR 反应器中,好氧颗粒污泥的形成与底物负荷、水流剪切力和沉淀时间密切相关。较高的 COD 负荷容易引起丝状菌大量生长,从而阻碍污泥沉淀并导致反应器操作状态的不稳定。但如果较高的 COD 负荷伴随着较高的水流剪切力,则会形成紧密的颗粒污泥。

SBR 反应器中,控制沉降时间可以洗出絮状污泥,这是影响形成好氧颗粒污泥的主要因素^[10]。控制沉降时间可用于强化特定颗粒的沉降速率,并在颗粒污泥(快速沉降)和悬浮或絮状污泥(慢速沉降)间作出选择。沉降速度由沉降高度与沉降时间之比来确定。当最大沉降高度确定时,改变沉降时间用于强化临界沉降速度。较短的沉降时间最终会选择出具有较高沉降速率的颗粒污泥,而悬浮和絮状污泥等沉降较慢的就会随排水而被洗出^[11]。较长的沉淀时间会形成絮状污泥,而较短的沉淀时间则不能在反应器中积累足够量的活性污泥^[10]。

除非颗粒污泥的内核受到底物传质的限制,颗粒的大小将不断增加。当底物的传质受到限制时,颗粒污泥的内核开始分解,这减弱了颗粒的强度,使其易受到水流剪切力的影响,从而降低颗粒密度,使其不易沉淀,并被洗出,最终达到动态平衡。因此,较低的底物浓度会产生较小的污泥颗粒直径^[15,16]。

Beun^[10]认为,以悬浮、不沉降的细胞为接种污

泥的好氧颗粒污泥的形成机理,与在气升反应器中生物膜的形成机理相似。在接种污泥后,真菌容易形成沉淀良好的菌团而滞留在反应器中,而细菌沉淀性能较差被洗出。因此,在启动阶段反应器中活性污泥主要由真菌占主导地位的菌团构成。由于反应器中的水流剪切力作用,菌团表面的丝状菌脱落,菌团变得密实。菌团增大至直径 5~6 mm 时,由于在内部存在氧气传质阻力而解体。解体的菌团作为自凝聚的内核,细菌可以附着在其表面而迅速沉淀。然后以此为基础形成细菌为主的好氧颗粒污泥。传质阻力沿从污泥碎片、絮状活性污泥至颗粒污泥或生物膜的顺序逐步增大。因而,颗粒污泥相对于污泥碎片生长较慢。只有防止污泥碎片(控制 HRT)和絮状活性污泥(控制沉降速度)的累积,才能最终形成颗粒污泥^[10]。

6 结 语

目前的研究证实,好氧颗粒污泥可凝聚成团,具有较好的水力强度,较高的容积负荷,良好的沉降性能,并不需要额外的沉淀系统。好氧污泥的颗粒化技术具有良好的应用前景。

但至今,好氧污泥颗粒化的研究尚欠缺,有关好氧颗粒污泥的形成过程、形成机理,高 COD 负荷对好氧颗粒污泥的影响及颗粒污泥微生物相等的研究,均未见深入的报道;此外,在工业化反应器中培养好氧颗粒污泥的实践还未进行。随着一些新技术的应用和对废水高效处理技术的需求,人们对好氧颗粒污泥的认识将更加深入,也将进一步促进好氧颗粒污泥的深入研究。

参考文献:

- [1] 高廷耀主编. 水污染控制工程[M]. 北京:高等教育出版社,1989.
- [2] BEEFTINK H H. Anaerobic Bacterial Aggregates[D]. Netherlands:University of Amsterdam,1987.
- [3] DE BEER D, VAN DER HEUVEL J C, OTTENFRAF S P P. Microelectrode measurements in nitrifying aggregates[J]. *Appl Env Microbiol*, 1993, 59:573-579.
- [4] TIJHUIS L, VAN LOOSDRECHT M C M, HEIJNEN J J. Formation and growth of heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in airlift reactor[J]. *Biotechnol Bioeng*, 1994, 44:595-608.
- [5] VAN BENTHUM W A J, GARRIDO-FERNANDEZ J M, TIJHUIS L, et al. Formation and detachment of biofilms and granules in a nitrifying biofilm airlift suspension reactor[J]. *Biotechnol Prog*, 1996, 12(6):764-772.
- [6] SHIN H-S, LIM K-H, PARK H-S. Effect of shear stress on granulation in oxygen aerobic upflow sludge bed reactor[J]. *Wat Sci Tech*, 1992, 26(3-4):601-605.
- [7] MISHIMA K, MAKAMURA M. Self-immobilization of aerobic activated sludge-a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment[J]. *Wat Sci Tech*, 1991, 23:981-990.

[10]TOBA T , HAYASAKA I , TAGUCHI S , *et al.* A new method for manufacture of lactose-hydrolysed fermented milk[J]. **J Sci Food Agric** , 1990 52 403 – 407.

[11]AZHAR A ,HAMDY M K. Sonication effect on potato starch and sweet potato powde[J].**Journal of Food Science** , 1979 44 : 801 – 804.

[12]WANG D Z , SAKAKIBARA M , KONDOH N , *et al.* Ultrasonic-enhanced lactose hydrolysisin milk fermentation with lacto- bacillus bulgaricu[J]. **J Chem Tech Biotechnol** , 1996 65 86 – 92.

[13]THOMAS B J , MCINTOSH D , TAYLOR S R , *et al.* Effect of low-dose ultrasonic treatment on growth rates and biomass yield of Anabaena flos aquae and Selenastrum capricornutum[J].**Biotechnol Tech** , 1989 3(6) 389 – 392.

[14]张建国. 超声波在青霉素发酵中的应用[A].首届全国轻化工生物技术研讨会 无锡 ,1999.

[15]林影 ,高大维 ,梁宏等. 微超声波对脆壁克鲁维氏酵母葡萄糖酸生产的作用[J].华南理工大学学报 ,1997 25(10):110.

[16]林影 ,高大维 ,李国基等. 超声波对菊糖酶催化作用的影响[J].华南理工大学学报 ,1997 25(9):142 – 144.

[17]李柏林 ,储炬 ,李友荣等. 在线超声波处理对庆大霉素生物合成的影响[J]. 中国抗生素杂志 ,1997 22(4) 250 – 253.

[18]于淑娟 ,高大维 ,闵亚光. 超声波作用下纤维素酶水解反应动力学的研究[J].厦门大学学报 ,1997(3):112 – 114.

[19]高大维 ,高文宏 ,雷德柱等. 线性超声波辐射对啤酒酵母细胞生长的影响[J].华南理工大学学报 ,1999 27(12):79 – 81.

[20]MORIKAWA T , OKA K , KOJIMA K. Fluidization and foam separation in brewing[J]. **Tech q Master Brew Assoc Am** , 1996 33(1) 54 – 58.

[21]COAKLEY W T. Ultrasonic separations in analytical biotechnology[J]. **Tibtech** , 1997 15 506 – 511.

[22]HAWKES J J ,COAKLEY W T. A continuous flow ultrasonic cell-filtering method[J]. **Enzyme Microb Technol** , 1996 19 (1) 5.

[23]ENDO H , SODE K , ISAO K , *et al.* On-line monitoring of the viscosity in dextran fermentation using piezoelectric quartz crysta[J].**Biotechnol Bioeng** , 1990 36 336.

[24]COWAN S E , BLACK J , KEASLING J D , *et al.* Ultrasonic flexural-plate-wave sensor for detecting the concentration of set- tling *E. Coli* W3110 cell[J].**Analytical Chemistry** , 1999 71(16) 3622 – 3625.

[25]FORREST I S. In-line instruments , the way towards brewing efficiency[J].**Ferment** , 1996 9(5) 273 – 280.

(责任编辑 :秦和平)

(上接第 321 页)

[8]MORGENROTH E , SHERDEN T. Aerobic Granular Sludge in a Sequencing Batch Reacto[J]. **Wat Res** ,1997 , 31(12): 3191 – 3194.

[9]PENG D C , NICOLAS B , JEAN-PHILIPPE D , *et al.* Aerobic granular sludge-A case repor[J]. **Wat Res** , 1999 33(3):890 – 893.

[10]BEUN J J , HENDRIKS A. Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reacto[J].**Wat Res** ,1999 33(10): 2283 – 2290.

[11]BEUN J J , BAN LOOSDRECHT M C M , HEIJNEN J J. Aerobic granulation[J]. **Wat Sci Tech** , 2000 , 41(4-5) 41 – 48.

[12]ETTERER T , WILDERER P A. Generation and properties of aerobic granular sludge[J]. **Wat Sci Tech** , 2001 43(7):19.

[13]竺建荣 ,刘纯新 ,何建中 ,等. 厌-好氧交替工艺的生物除磷特性研究[J]. 环境科学学报 , 1999 , 19(4): 394 – 398.

[14]竺建荣 ,刘纯新. 好氧颗粒活性污泥的培养及理化特性研究[J]. 环境科学 , 1999 , 20(2) 39 – 41.

[15]卢然超 ,张晓健 ,张悦 ,等. SBR 工艺运行条件对好氧污泥颗粒化和除磷效果的影响[J]. 环境科学 , 2001 , 22(2): 87.

[16]IRVINE R L. Controlled unsteady state processes and technologies-an overvie[J]. **Wat Sci Tech** , 1997 35(1):1 – 10.

(责任编辑 :秦和平)