饥饿期间增加曝气量好氧颗粒污泥的形成特点

李志华, 闫静, 王晓昌

(西安建筑科技大学环境与市政工程学院,西北水资源与环境生态教育部重点实验室,陕西 西安 710055)

摘 要 高有机负荷率 8.0kg COD/(m³·d)条件下 通过两种不同的曝气方式研究好氧颗粒污泥的形成特点 ,即在反应器 R1 中采用恒定的曝气流量 ,而在反应器 R2 中 ,30min 曝气后,进行沉淀和排水,然后采用较大的曝气流量进行曝气。研究发现(1)外部基质在前 30min 被快速降解 ,其溶解性有机碳 DOC 基本被消耗到最低水平(2)在中途排水后的饥饿状态下增加曝气量的反应器 R2 相对于曝气量一直不 变且中途未排水的 R1 而言 颗粒变的大而疏松 ,即 :在 R2 中颗粒尺寸>0.9mm 占有 93% ,而颗粒密度均<1.016g/mL。(3)反应器 R2 在饥饿 状态下增加曝气量可以使胞外多聚物(EPS)糖类被当作基质被消耗。

关键词:密度分布; 饥饿状态; 饱食状态; 有机负荷率; 粒径分布; 剪切力 中图分类号:X703 文献标志码:A 文章编号:1003-6504(2009)05-0001-04

Characteristics of Aerobic Granulation with the Increase of Aeration during Famine Phase

LI Zhi-hua, YAN Jing, WANG Xiao-chang

(Key Laboratory of Northwest Water Resource, Environment and Ecology of Ministry of Education, School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract : Two methods of aeration have been investigated under the organic loading rate of 8.0kg COD/($m^3 \cdot d$). In reactor R1 , a const aeration was applied while in R2 the effluent was removal after 30 min aeration and then a higher aeration was applied. Results show that the external substrate in terms of dissolved organic carbon (DOC) was fast depleted with the first 30 min of aeration and then it was remained in the low level. An increased shear force during famine phase after removal of effluent brought about the loose granules comparing with the const aeration , 91% granules in R2 were more than 0.9 mm in diameter , the density of those granules , however was less than 1.016g/mL. Protein content of extracellular polymeric substances (EPS) could be utilized during the famine phase in the reactor R2.

Key words : Density distribution ; famine phase; feast phase ; organic loading rate ; size distribution ; shear force

好氧颗粒污泥具有良好的沉降性而具有良好的 固液分离能力,以及由外到内的层次结构而可在同一 颗粒内完成硝化反硝化两个过程,因此,该技术日益 受到国内外工程技术人员的广泛关注。目前普遍认为 SBR 反应器能够为好氧颗粒污泥的形成提供较好的 形成条件,其典型的操作包括进水、曝气、沉淀、排水 四个阶段。就好氧颗粒污泥系统而言,其进水和沉淀 时间都比较短,曝气阶段又可分为饱食阶段(主体溶 液具有足够的碳源,颗粒污泥快速消耗碳源,持续时 间短)和饥饿阶段(颗粒污泥没有足够的碳源可以被 利用,而且此阶段持续时间较长)^[1]。有研究显示 细菌 在饥饿阶段疏水性会变得更强,这也有利于微生物之 间的粘附作用^[2]。因此饥饿阶段对好氧颗粒污泥的形 成具有重要的作用,但目前对其认识还不明确。为此 我们采用 SBR 反应器在饥饿状态下增加曝气量,培 养好氧颗粒污泥,并对颗粒污泥形成过程的形态,密 度,胞外多聚物等进行研究,旨在考察饥饿期间曝气 量对好氧颗粒污泥形成过程的影响。

1 实验装置与方法

1.1 实验装置

实验采用两个相同的圆柱形反应器,圆柱高为 1500mm,内径为50mm,每个圆柱的有效容积为2L, 如图1所示。控制曝气量为3L/min 曝气结束后有1L水 由反应器中间排出。排水后有1L人工配制浓度已知的 污水用泵抽入反应柱内。而在反应器 R2 中经过60min 的曝气,沉淀5min 后排水,曝气量增加到5L/min,继

作者简介 [李志华(1976-)] 男 副教授 工学博士 主要从事污水生物处理技术研究 (手机)15902942346(电子信箱)Lizhihua@gmail.com。

收稿日期 2008-03-12 ;修回 2008-06-20

基金项目:国家自然科学基金项目(50708089);国家自然科学基金重大国际合作项目(50621140001);国家高技术研究发展计划(863 计划)项目 (2006AA06Z328)

^{© 1994-2009} China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

续曝气 105min,使 R2 处于强曝气量的饥饿状态;而 R1 在整个反应周期里保持恒定的曝气量。反应器的 操作时间安排见表 1。





	表1 反应器的运行参数
Table 1	Parameters of different operational modes
反应器	反应进程
R1	进 水→ 曝 气→ 沉 淀→ 出 水 5min 165min 5min 5min
R2	进水→曝气→沉淀→排水→曝气 5min 60min 5min 5min 105min

1.2 原水水质

实验用污水采用人工配制 醋酸钠为单一碳源。污水的组成为 组分 A NaAC 为 2562mg/L, MgSO4·7H2O 为 29.4mg/L, 组分 B NH4Cl 为 543mg/L, KH2PO4 为 2000mg/L。微量元素根据文献配制^[3]。实验用污水是将 组分 A 和组分 B 等体积混合后用自来水稀释 20 倍, 再加入微量元素 1mg/L。由此得到的实验用污水每个 反应器的有机负荷均为 8.0kg COD/(m³·d)。

1.3 实验方法

(1)溶解性有机碳 DOC 利用 TOC500 测定。颗粒 尺寸分配百分比是在反应器内随机选择 300 个大于 0.1mm 的颗粒进行统计。好氧颗粒污泥特有密度采用 等密离心法⁽⁴⁾来测定。

(2)测定胞外多聚物 EPS 的浓度的方法:将试样 取出后立即用缓冲液清洗两遍后,采用超声波进行破 碎,利用阳离子交换方法将 EPS 从污泥中提取出来 后,分别采用 Lowery 和 Anthrone 方法测定其蛋白和 糖类成分^[1]。

2 结果与讨论

2.1 颗粒污泥处于饥饿状态下增加剪切力对颗粒污 泥结构的影响

2.1.1 污泥浓度与冲失率

如图 2 所示,反应器内的污泥浓度 R1 高于 R2, 而出水污泥浓度 R2 略高于 R1。第一个反应器在试验 的第 5 天颗粒慢慢出现,此时两个反应器的污泥浓度 均为 5000mg/L 左右。从整个曲线来看,第 5 天的出水 SS 最高,是因为沉淀时间由 10min 调到 5min。随着实验的进行,反应器 R2 中颗粒污泥在饥饿状态下所施加强剪切力的作用越来越明显,其最后的污泥浓减为2000mg/L。而污泥浓度在 R1 中仍然保持在 4100~4400mg/L。然而,在试验的 26 天以后 R1 反应器内污泥浓度也呈现出下降趋势,这是由于颗粒表面丝状菌的大量繁殖而导致污泥的沉降性能变差,从而也有大量的污泥被冲出反应器。污泥冲失率可以定义为出水悬浮污泥浓度与污泥浓度的比值。如图 3 R2 的冲失率一直高于 R1,在试验的后期 r2 的冲失率明显升高,由 6%变为 17%。而 R1 只有小幅度的升高。冲失率也反映了 R1 的污泥停留时间比 R2 长。



2.1.2 颗粒污泥的外形尺寸和密度分布

如图 4 所示,在试验的第 9 天, R1 中的颗粒呈现 出明显的轮廓,尺寸约为 0.3~0.5mm 图 4(a);而在 R2 中颗粒尺寸较小约为 0.1~0.2mm 图 4(d)。因而颗粒首 先出现在 R1 中,而在 R2 中明显要慢得多。大约在第 14 天,在两个反应器中都出现了丝状菌图 4(b)和 4(e)。 随着试验的继续,在试验的 22 天,可以看到丝状菌大 量繁殖,尤其在 R2 中(图 4(c)和 4(f))。取第 22 天的 试样进行粒径分布分析,得到结果如图 5 所示。从图 5 中可以看出,颗粒尺寸>0.9mm 在 R1 中约占 3%, 而在 R2 中占有 91%。由此可以注意到,虽然显微镜 下看到 R2 中颗粒最初比 R1 要小,但随着实验的进 行,R2 的增长速度越来越快,最终 R2 的颗粒尺寸远 远大于 R1的颗粒。但从颗粒密度分布图中可以发现, R2 中的颗粒不如 R1 的密实。如图 6 ,R1 颗粒密度>

1.016g/mL 的占有 50% ,而在 R2 中却很难找到如此密 实的颗粒。





综合以上试验结果,可以发现颗粒首先出现在 R1 中,而 R2 中的颗粒在成熟阶段生长速度很快,但 R2 中颗粒没有 R1 中的密实。以往的研究表明增加剪切 力可以使颗粒变密实⁽⁶⁾。但此处的结果并没有与之违 背,而是补充了在特殊情况下增加剪切力对颗粒的影 响。此处的特殊情况可以归结为(1)研究条件:强剪切 力只施加在饥饿状态下。有研究表明,在饥饿阶段下改 变剪切力确实可以改变颗粒的形态⁽⁷⁾。在剪切力没有 改变的 R1 中,颗粒在一个相对稳定的环境增长,其颗 粒的增殖与破碎达到动态平衡。而 R2 在饥饿状态下 突然增加剪切力,会将一些轻度较差的颗粒打碎。(2) 在 R2 中,饥饿阶段由于排水使得污泥浓度加倍,增加 了颗粒之间的摩擦,增加的摩擦力和水力剪切不仅引 起颗粒表面的脱落,而且直接导致颗粒全部破碎。因此 R2 中大量的污泥被冲出反应器(图 3)。然而,这些颗 粒碎片在饥饿状态下会变得含水率下降⁽³⁾,聚集连接 陷入在已有的颗粒,这样形成的颗粒比生物聚集形成 的颗粒疏松。另一方面,两个反应器在后期丝状菌迅速 增长,尤其在 R2 中 颗粒变的大而疏松。

2.2 颗粒污泥处于饥饿状态下增加剪切力对颗粒污 泥 EPS 的影响

在饱食阶段末期和饥饿阶段末期分别测定 EPS 糖类和蛋白质的浓度。如图 7 ,在饱食阶段末期 ,R2 反 应器中颗粒污泥的 EPS 糖类浓度比 R1 多 ;在接下来 的饥饿阶段末期 ,R1 分泌了少量的多聚糖 ,相反 R2 相对于它在饱食阶段末期分泌了大量的多聚糖。然而 在这个试验的最后期出现了例外。如图 8 ,两个反应器 中的蛋白质在饥饿阶段和饱食阶段差别不大 ,在试验 的后期 ,蛋白质浓度都快速增长。





提高剪切力会导致微生物分泌更多胞外多聚物88, 而胞外多聚物是保持颗粒稳定的重要因素。曝气气体 流速尤其是当速度<3cm/s时会影响多聚糖和蛋白质 的比值¹⁹。在这个实验中,观察到两个反应器中的 EPS 有明显不同,尤其是多聚糖的浓度。在 R2 中,好氧颗 粒污泥从饱食阶段到饥饿阶段多聚糖的浓度有所降 低 这说明多聚糖在饥饿状态下当作基质被微生物利 用^[10]。相反 R1 在饥饿阶段多聚糖的浓度明显有所增 加,这可能是由于多孔性颗粒在前 30min 内吸附基 质,以及生物体自身的活性和内部供氧的问题,导致 本体溶液与局部溶液的饥饿阶段在时间上的滞后。由 此推断 :高剪切力导致较高的底物扩散速率和较高的 溶解氧浓度,因此有较多的基质在饱食期间被利用。 另外由于在饥饿状态以前有一半的本体液体被排出。 综上所述 R2 中的颗粒在饥饿期间所能利用的基质 比 R1 少得多。



图 9 表示 DOC 随时间的变化情况,DOC 在前 30min 被迅速消耗,30min 后 DOC 含量保持了一个相 对平稳的量。因而我们把 30min 作为饥饿阶段和饱食 阶段的界线是合理的。

3 结论

一般而言 颗粒污泥的外观大小可以通过调整曝

气量即剪切力的大小来进行控制,当剪切力和增长率 能达到平衡时,颗粒的粒径稳定维持在一定范围。但 本研究试验结论表明:在饥饿状态下强剪切力形成的 颗粒大而松散,它与以往的研究(在整个曝气阶段都 有高的剪切力导致颗粒密实)的现象相反。原因可能 由于在曝气的饥饿期间突然增加曝气强度,使得大量 颗粒发生破碎,而这些碎片通过架桥和粘附形成松散 而又大的聚合体。另外本研究也发现丝状菌在高剪切 力的饥饿状态下繁殖很快。丝状菌成为优势菌群以及 颗粒碎片的粘附连接可以使污泥从颗粒变成更大的 具有圆的外形和差的沉降性的聚合体而不是密实的 颗粒污泥。

[参考文献]

- Li Z H, Kuba T, Kusuda T.The influence of starvation phase on the properties and the development of aerobic granules[J]. Enzyme and Microbial Technology 2006 38(5): 670–674.
- Tay J H Liu Q S Liu Y.The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules[J].
 Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, 57(1-2): 227-233.
- [3] Vishniac W, Santer M. The *Thiobacilli*[J]. Bacteriol Rev, 1957 21(3):195–213.
- [4] Etterer T , Wilderer P A. Generation and properties of aerobic granular sludge[J]. Water Science and Technology , 2001 43(3):19–26.
- [5] Bossier P, Verstraete W. Triggers for microbial aggregation in activated sludge[J]. Applied Microbiology Biotechnology, 1996 45(1-2):1-6.
- [6] Tay J H ,Yang S F ,Liu Y. Hydraulic selection pressure induced nitrifying granulation in sequencing batch reactors
 [J]. Applied Microbiology and Biotechnology 2002 59(2–3): 332–337.
- [7] Telgmann U Horn H Morgenroth E.Influence of growth history on slaughing and erosion from biofilms[J]. Water Research , 2004 , 38(17):3671–3684.
- [8] 郝晓地,陈新华,戴吉,等. 极具工程潜力的好氧颗粒污泥 技术[J]. 中国给水排水, 2006 22(8):1-7.
 Hao Xiao-di, Chen Xin-hua, Dai Ji, et al. Aerobic granular sludge technology with great potential in engineering application[J]. China Water and Wastewater, 2006,22(8):1-7. (in Chinese)
- [9] Liu Y ,Tay J H.The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. Water Research 2002 36(7):1653–1665.
- [10] Zhang X , Bishop P L. Biodegradability of biofilm extracellular polymeric substances[J]. Chemosphere 2003 50(1):63–69.