

李志华,刘芳,王晓昌. 2010. 影响微生物聚集体的聚集度的因素分析[J]. 环境科学学报, 30(3):456-462

Li Z H, Liu F, Wang X C. 2010. Analysis of the factors that influence the aggregation-degree of microbial aggregates in sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 30(3):456-462

影响微生物聚集体的聚集度的因素分析

李志华* ,刘芳,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,西安 710055

收稿日期:2009-08-03 修回日期:2009-09-18 录用日期:2009-12-25

摘要:提出了包括两层含义的污泥聚集度的概念(一是污泥空间上的物理聚集,即密实度;二是微生物种类的聚集),并将膨胀污泥、絮体污泥和颗粒污泥作为污泥聚集度的 3 种典型状态,以现有污泥膨胀控制理论为基本参照,结合好氧颗粒污泥形成条件,探讨了操作条件对污泥聚集度的影响:①较高的基质梯度、溶解氧水平和有机物的复杂程度有利于提高污泥的聚集度;②动力学选择、扩散限制理论对聚集度的影响受微生物聚集体大小的控制;③细胞存储能力的评估及其对聚集度的影响需要综合考虑 PHB、聚磷和糖原的影响. 另外,还提出了在污泥膨胀的控制中不一定要以抑制丝状菌的增殖作为控制目标,通过对丝状菌的颗粒化过程的探讨,进一步证实了污泥膨胀的控制与污泥聚集度的提高是相似的. 本文提出的聚集度概念目前仍不成熟,尚无定量的描述方法,还需要进一步的研究.

关键词:丝状菌;膨胀污泥;絮体;颗粒污泥;聚集度

文章编号:0253-2468(2010)03-456-07 中图分类号:X703 文献标识码:A

Analysis of the factors that influence the aggregation-degree of microbial aggregates in sludge

LI Zhihua* , LIU Fang , WANG Xiaochang

School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology; Key Laboratory of Northwest Water Resources, Environment and Ecology, Ministry of Education, Xi'an 710055

Received 3 August 2009; received in revised form 18 September 2009; accepted 25 December 2009

Abstract: A concept of sludge aggregation-degree is proposed, which includes two aspect definitions: one is the physical densification of sludge and the other is the aggregation of microbial species. Using bulking, flocculant and granular sludge as three typical aggregates and with reference to available bulking sludge control theories as well as the aerobic granulation conditions, the effects that influence the sludge aggregation-degree are discussed: ① a high level of substrate gradient, oxygen concentration and complex organic matter are beneficial for the increase of aggregation-degree; ② the effect of kinetic and diffusion limitation selections on aggregation-degree is controlled by the size of aggregates; and ③ the evaluation of storage capacity and its effect on aggregation-degree should take PHB, poly-P and glycogen into account. In addition, it is suggested that inhibition of the proliferation of filamentous bacteria is not necessary for control of sludge bulking, and based on the observation of granulation from filamentous sludge, controls of sludge bulking and increase of the aggregation-degree are similar. However, the aggregation-degree proposed in this paper is still immature and not quantitative, so further investigations are necessary.

Keywords: filamentous bacteria; bulking sludge; flocs; granular sludge; aggregation degree

1 引言(Introduction)

污水生物处理是目前运行成本较低的污水处

理方式,也是应用最为广泛的污水处理技术. 不管是活性污泥还是生物膜技术,其微生物都是以聚集态存在. 这种聚集体的存在一方面有利于泥水混合

基金项目: 国家自然科学基金(No. 50708089); 陕西省自然科学基金(No. 2009JQ7002); 陕西高校省级重点实验室科研项目计划(No. 09JS027); 长江学者和创新团队发展计划资助(PCSIRT)(No. IRT0853)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 50708089), the Natural Science Foundation of Shaanxi Province (No. 2009JQ7002), the Research Plant for Key Lab of Universities of Shaanxi Province (No. 09JS027) and the Program for Changjiang Scholars and Innovative Research Team in University of MOE of China(PCSIRT)(No. IRT0853)

作者简介: 李志华(1976—),男,副教授(博士);E-mail: lizhihua@gmail.com; lizhihua@xauat.edu.cn * 通讯作者(责任作者)

Biography: LI Zhihua (1976—), male, associate professor (Ph. D.); E-mail: lizhihua@gmail.com; lizhihua@xauat.edu.cn * **Corresponding author**

液在沉淀设施中完成固液分离,另一方面也提供了一个较为完善的生态系统:不同类型菌群可协同作用,实现不同类型污染物的去除,同时也可有效地抵抗外界环境的变化(如抗冲击负荷)。不仅如此,有些微生物甚至只能以聚集的状态存在,如生长速度较慢的硝化细菌就只能以附着态生长(Jun *et al.*, 2000)。因此微生物聚集体对于污水处理具有重要的意义。

在污水处理工艺中常见的微生物聚集体是活性污泥和生物膜,两者均有上百年的历史。近年来,在活性污泥和生物膜的基础上,开发了一种新的活性污泥技术即颗粒污泥(Beun *et al.*, 1999; Peng *et al.*, 1999; de Bruin *et al.*, 2004)。从聚集度来看,游离细菌、絮体、生物膜和颗粒污泥其聚集程度依次增大,固液分离随着聚集度的增大而得到明显改善。例如,传统活性污泥至少要 30min 以上才能完成沉淀过程,而颗粒污泥只需数分钟(Liu *et al.*, 2005)。从处理效果来看,随着聚集度的增大,能够同时提供好氧、缺氧和厌氧等不同微生物环境,其微生物种群相对丰富,因此处理效果也有明显提升(Adav *et al.*, 2008)。最近的研究结果也表明聚集态的微生物要比游离态的微生物具有更高的生物活性(Morgan-Sagastume *et al.*, 2008)。由此可见,微生物聚集体的聚集特征对于其工艺的运行效率具有重要的意义。在絮体和颗粒的研究中,通常采用粒径分布(floc size distribution, FSD)来描述微生物聚集体的聚集情形,这种方法在某些情况下可用来表征污泥的沉淀性能(Govoreanu *et al.*, 2003)及其稳定性(王耀东等, 2008),然而这种基于最简单的形态参数的描述并不全面,因为很多情况下粒径并不表示污泥的实际聚集程度,如密实的絮体和松散的膨胀污泥就无法用粒径分布来描述其聚集程度的差异。从实际效果来看,微生物的聚集特性包含两层含义:一是聚集体在物理空间上的致密程度,二是不同的微生物种群的聚集。前者对污泥最明显的影响就是其沉淀性能,而后者主要影响微生物的生物降解过程。而目前对这两者尚缺少系统的研究,为此,本文拟对微生物聚集体(即污泥)的聚集度进行归纳总结以探讨其关键的影响因素。

2 污泥膨胀与污泥颗粒化(Sludge bulking and sludge granulation)

2.1 不同聚集度的典型污泥

污泥膨胀是导致活性污泥系统运行失败的主

要原因。污泥膨胀包括丝状菌膨胀和非丝状菌膨胀,而前者最为常见。当活性污泥的丝状菌的生长超过菌胶团细菌时,就会出现污泥膨胀。污泥膨胀一方面导致絮体结构松散,进而致使污泥的沉淀性能下降,另一方面使微生物种类在空间上的聚集变小和种类的减少(Govoreanu *et al.*, 2003),因此就微生物聚集度而言污泥膨胀是一种非常典型的聚集度变小情形。而另一方面,活性污泥在适当条件的操作下,可以演变为密实结构的颗粒污泥(王建龙等, 2009)。从微观空间来看,颗粒的形成过程强化了微生物的聚集度,微生物由于颗粒从外到内的生存环境的变化(如好氧过渡到厌氧,由外源基质丰富到外源基质匮乏)实现了层次分明的聚集,因此微生物无论从空间致密程度还是从微生物的种群聚集都在颗粒化过程中实现了聚集,可认为是污泥聚集度增大的表现。由此我们可以推断,膨胀污泥和颗粒污泥代表了微生物聚集体聚集度的两个方向(或状态),导致污泥膨胀和促进污泥颗粒化的因素构成了影响微生物聚集度的重要部分。

2.2 现有污泥膨胀控制理论、颗粒形成条件与污泥聚集度

在长期研究污泥膨胀的基础上,研究者在微生物形态学、生理学、反应动力学及反应器理论等方面积累的大量经验和理论。目前解释丝状菌污泥膨胀的主要理论包括:动力学选择理论、扩散选择理论、存储选择理论及一氧化氮假设理论(Martins *et al.*, 2004)。这些理论无一例外地都集中在丝状菌与絮体形成菌的对比上。相对而言,颗粒污泥的形成理论尚不成熟,目前主要集中在反应器的运行条件方面,如沉淀速度选择等;很多理论基础与丝状菌膨胀解释理论又有相同之处,如存储选择理论(Adav *et al.*, 2009; 王建龙 *et al.*, 2009)。事实上,对丝状菌污泥膨胀控制条件的强化就是对微生物聚集度提高的过程,直至形成颗粒污泥。但丝状菌污泥膨胀控制条件的实施是否会必然导致颗粒形成目前尚不清楚。但是分析丝状菌污泥膨胀控制条件及其理论对于颗粒污泥的形成具有直接的参考价值,而分析这两种典型的污泥聚集状态对于认识工艺条件对微生物聚集度的影响机制并在此基础上提高处理效率均有重要的意义。

动力学选择理论认为,丝状菌属于慢速生长微生物,与絮体形成菌相比,其最大增值速率和基质亲和系数均较小,这种特征使丝状菌能够在低基质

浓度和长污泥龄条件下获得优势. 与此类似, 扩散选择理论则认为丝状菌由于具有较大的面积/体积比(A/V) 在低浓度条件下传质阻力较小, 因而容易获得基质并成为优势菌群. 以上两个理论均表明必要的基质梯度所形成的局部高浓度区有利于控制丝状菌污泥膨胀. 这一点与好氧颗粒污泥的形成条件一致, 即密实结构的颗粒污泥为了与相对松散的絮体获得基质上优势也需要较高的浓度梯度. 在好氧颗粒污泥的 SBR 系统中, 为了形成更高的浓度梯度, 对进水时间长度有严格的要求: 进水时间越短, 形成的颗粒越密实 (McSwain *et al.*, 2004). 有趣的是, ①在好氧颗粒污泥的研究中, 慢速增长微生物 (如硝化菌) 有利于颗粒的稳定和密实 (de Kreuk *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2004), 因此, 同样是慢速生长微生物既可能发展聚集度极低的膨胀污泥也可能发展为极为密实的颗粒污泥, 由此推断, 目前的动力学选择理论并不能很好地解释微生物聚集度聚集度的问题. ②高浓度底物和负荷对于颗粒的形成有利 (Tay *et al.*, 2004; Kim *et al.*, 2008), 这一点与传质理论提出的丝状菌控制方法一致. 但随着颗粒粒径的增大, 高浓度底物会导致丝状菌的颗粒表面的繁殖, 从而使得颗粒污泥变得松散, 聚集度下降 (Li *et al.*, 2006; Zheng *et al.*, 2006). 由此看来传质理论所倡导的高浓度并不总是导致聚集度的增大, 可能与粒径的范围存在一定的关系.

推流式系统 (如 SBR) 除了能够提供如前所述的局部高浓度外, 还激发了微生物的基质存储能力 (如 PHB 等), 因此具有较高存储能力的微生物容易取得优势, 这是通过存储理论来控制污泥膨胀的主要依据. 在好氧颗粒污泥的形成过程中, 研究者也发现具有较高基质存储能力的微生物形成的颗粒污泥往往更为密实 (de Kreuk *et al.*, 2004), 这一点与丝状菌所依据存储理论的控制条件一致. 但在 SBR 的研究中, 通过对比分析进水时间分别为 1min 和 1h 的两个系统的污泥特性, 研究者发现, 进水时间长短影响颗粒的结构和沉淀性能, 但不影响其基质吸收速率和 PHB 存储能力 (Martins *et al.*, 2003b; Dionisi *et al.*, 2006), 另外在丝状菌中也发现存在大量具有较高存储能力的菌种, 如微丝菌等 (Martins *et al.*, 2004; Rossetti *et al.*, 2005), 由此可以看出存储能力的高低与聚集体的聚集度无直接的关系即基质存储理论亦不能很好地解释微生物聚集度的变化.

Lou 等 (2008) 综合了上述主要的污泥膨胀控制理论, 提出了新的污泥膨胀控制理论框架, 如图 1 所示. 通过实验和数学模型研究发现, 污泥膨胀的控制需要靠基质浓度和絮体的大小, 得出的主要结论是: 在低浓度区, 污泥膨胀主要通过动力学选择控制, 污泥膨胀与絮体大小无关; 在过渡区, 污泥膨胀通过传质控制, 大絮体容易污泥膨胀; 在高浓度区, 污泥是否膨胀取决于其基质存储能力. 由此可以看出, 控制污泥膨胀需要考虑多种因素的综合作用, 有来自外部影响 (如基质浓度), 也有内部的影响 (如絮体的大小). 这一点对于絮体的聚集度同样有借鉴作用. 在絮体向颗粒继续致密的过程中, 其粒径的变化不可忽视, 这一点在污泥膨胀控制中却很少考虑.

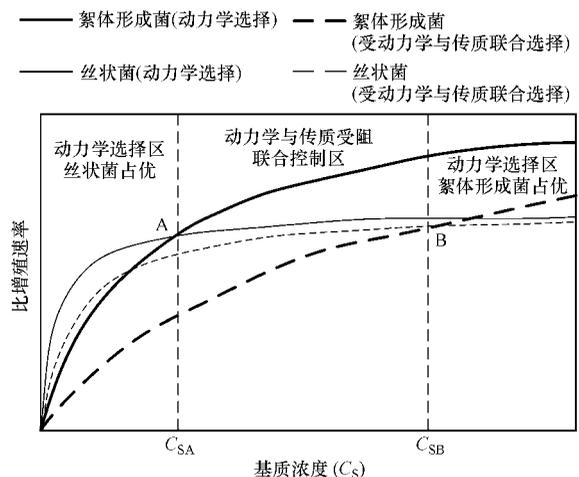


图1 丝状菌与絮体形成菌的比增殖速率在有/无传质限制情况下的变化 (Lou *et al.*, 2008)

Fig. 1 Specific growth rates of filaments and floc formers with and without diffusion limitation (Lou *et al.*, 2008)

3 基质与溶解氧 (Substrates and dissolved oxygen)

长期以来, 研究者在工艺条件对絮体沉淀性能的影响等方面进行了长期的研究, 也积累了宝贵的经验, 这些将为污泥聚集度的研究提供宝贵的经验和思路 (周健等, 2004; 冯骞等, 2008). 进水基质的特征是工艺选择与设计的重要参考依据, 而溶解氧的水平是工艺运行的基本控制参数, 因此这两方面的特性对聚集度的影响及聚集度理论的实际应用具有重要参考价值. 在好氧颗粒污泥的早期研究中, 往往采用较高的 COD 负荷来启动颗粒污泥 (Tay *et al.*, 2003), 以保证有足够的有机物能够传递到密实结构的颗粒内部, 正是基于这种认识, 在国外

的中试中将污水进行预沉,以达到较高的污水 COD 值(de Kreuk *et al.*, 2006). 但近年的实际废水研究发现低强度的市政废水也可形成好氧颗粒污泥,但需要上百天的时间(Ni *et al.*, 2009). 在处理实际废水的 A/O 处理工艺的研究中发现,进水超越初沉池有利于提高污泥的沉淀性能(Wilen *et al.*, 2008). 就原水中的基质形态而言,进水中颗粒态和溶解态物质对污泥的沉淀性能的影响主要是由于丝状菌(浮球衣菌)的繁殖引起的,由于颗粒态有机物对丝状菌的基质竞争不产生优势,因此其沉淀性能较好,污泥密实(Puigagut *et al.*, 2007);但在颗粒污泥系统中颗粒态有机物由于局部的水解作用,会导致颗粒表面长期处于基质丰盛(feast)阶段,从而致使颗粒结构不规则也不密实(de Kreuk *et al.*, 2008). 另外,在颗粒污泥系统中难降解有机物往往可有效抑制丝状菌的增殖(汪善全 *et al.*, 2008). 因此污水水质的复杂程度对微生物聚集体的聚集度有明显的影响,并且这种影响与聚集体的粒径存在一定的关系.

基质和溶解氧的梯度是影响污泥沉淀性能的主要因素,且前者的影响更为显著(Martins *et al.*, 2003a). 降低溶解氧会导致污泥的沉淀性能变差(Martins *et al.*, 2003a)或颗粒污泥的解体(Mosquera-Corral *et al.*, 2005). 较高浓度的溶解氧是形成颗粒污泥的关键因素(Sturm *et al.*, 2008). 在对 21 个实际污水处理厂分析的基础上,选择器可以有效抑制污泥膨胀,但是随后好氧池的溶解氧水平也起决定作用,较低的溶解氧(< 2.0)往往会导致有选择器的系统污泥膨胀(Parker *et al.*, 2004). 由此可见,较高的溶解氧对于维持微生物聚集体的聚集度有积极的作用. 需要指出的是,在实际工程项目中,溶解氧对污泥聚集度的影响往往又与污泥的负荷、微生物耗氧速率等有密切的关系(Jenkins *et al.*, 2003).

如前所述,密实的絮体或颗粒具有较强的基质存储能力. 与丝状菌污泥膨胀的控制一样,在很多情况下会出现与此相反的情形即基质存储能力较差的系统往往污泥聚集度更大. 例如,低溶氧条件伴随着高 PHB 聚- β -羟西酸存储,而高溶氧导致高细胞增值率和较低的 PHB 存储,而后的污泥结构更为密实,沉淀性能更好(Third *et al.*, 2003). COD 和氨氮浓度对污泥的形态和 PHB 存储能力有明显的影响:随着氨氮浓度提高,污泥浓度升高,但污泥

(颗粒)中的 PHB 含量减少,在低氨氮浓度条件下,提高 COD 浓度可以有效提高污泥中的 PHB 含量,颗粒松散(Fang *et al.*, 2009). 导致污泥 PHB 含量低反而密实现象,其原因可能在于胞内物质的存储形式多样:PHB、聚磷(poly P)以及糖原(Glycogen),出现了此消彼长的情形. 例如,在除磷系统中发现聚磷的存储可有效地改善污泥的沉淀性能,同时聚磷的增加会伴随着 PHA(PHB)和聚糖的降低,且前者的变化幅度大于后两者(Schuler *et al.*, 2001). 但需要指出的是聚磷对沉淀性能的改善主要来自密度的增加(Jang *et al.*, 2007; Schuler *et al.*, 2007),尚不清楚是否会对污泥的微观结构有影响,因此对微生物聚集体聚集度的影响还需要进一步的研究. 以上分析还可以看出,对细胞存储能力的评估需要综合考虑 PHB、聚磷、聚糖在内的多种形态存储物,尤其是在除磷系统中,否则容易出现较大的分析误差,甚至得出错误的结论.

4 丝状菌的颗粒化(Granulation of filamentous sludge)

从以上讨论不难看出,丝状菌是降低微生物聚集体聚集度的主要原因,目前的污泥膨胀的理论几乎都集中在丝状菌与絮体形成菌的特征对比分析上,其控制策略无一例外的都是以抑制丝状菌的增殖为首要目标. 事实上,有些丝状菌尤其是真菌的存在对于污水中污染物的去除是有益的. 例如真菌可有效用于造纸废水的脱色及纤维素降解(Malaviya *et al.*, 2007);丝状菌有较强的抗重金属毒性和吸附能力,可用于重金属废水处理(Congeevaram *et al.*, 2007);同一丝状真菌可用于同步硝化和反硝化,而不需要多个种群的协同作用(Guest *et al.*, 2002);丝状菌对于絮体污泥(Schuler *et al.*, 2007)和颗粒污泥(Peng *et al.*, 1999)的形成具有积极的作用,一定程度的污泥微膨胀也是一种节能的操作模式(王淑莹等, 2006). 但由于丝状菌的发散和一维成长方式,在成长过程中聚集度变小,进而导致了其固液分离性能极差,因此难以在污水处理中得到应用. 那么是否能够使丝状菌向聚集度大的颗粒演替呢? 如前所述,膨胀污泥中的丝状菌与形成颗粒污泥的中微生物在生理生态上具有一定的相似性. 例如,丝状菌和形成密实颗粒的细菌均具有较慢的生长速度的特性. 因此丝状菌有可能能够以密实的颗粒形态成长. 事实上,在真菌发酵工业中某些丝状菌是以密实颗粒的形态存在

(Liao *et al.*, 2007). 对真菌发酵过程中的丝状菌颗粒形态的研究表明,其形成过程有两种类型:凝聚型 (coagulating type) 和非凝聚型 (non-coagulating type) (Pazouki *et al.*, 2000). 前者是指孢子 (菌丝的初期) 相互凝聚而成长,从而在其成长过程中更容易形成缠绕结构的菌丝体;而后者只有在很强的搅拌条件下才会发生,而且由于菌丝会很快以发散的模式伸出颗粒本身,往往不容易形成密实结构. 在低 pH 条件下,研究者发现真菌可在一周内形成颗

粒污泥,但难以长期维持密实结构 (Yang *et al.*, 2008). 笔者在研究高含盐废水的处理过程中同样发现丝状菌可形成密实的颗粒污泥,如图 2 所示. 由此可以推断,丝状菌是以密实还是以疏松形态存在取决于具体的操作条件. 丝状菌亦可形成密实结构的颗粒污泥的实验现象让我们对污泥膨胀有了一个新的认识和思路即控制丝状菌生长并不是控制污泥膨胀的唯一方法,对污泥膨胀和颗粒污泥的形成应该站在统一的聚集度角度来研究.

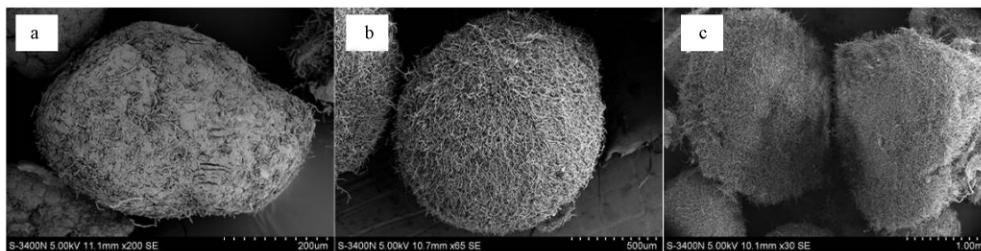


图 2 普通颗粒污泥与丝状菌颗粒污泥扫描电镜图片 (a. 密实的普通颗粒污泥; b. 密实性丝状菌颗粒污泥外形; c. 密实丝状菌污泥切开后内部构造)

Fig. 2 Conventional and filamentous granules (a. compact conventional granules; b. outer surface morphology of filamentous granules; c. inside of filamentous granules after sectioning)

5 结论与建议 (Conclusions and suggestions)

1) 基质梯度不但可以用来控制污泥膨胀,亦是污泥颗粒化的重要条件,因此提高基质梯度可以作为提高微生物聚集体聚集度的控制条件. 另外,进水组分的复杂程度和较高水平的溶解氧有利于提高污泥的聚集度. 较高浓度的基质可以有效抑制污泥膨胀,也是形成好氧颗粒污泥的基本条件,但无法稳定维持密实的颗粒污泥,主要原因在于随着颗粒的成长,其粒径的改变,导致控制污泥聚集度的控制因素发生变化,因此采用扩散理论作为聚集度控制的依据时,需要考虑聚集度与粒径的关系.

2) 根据动力学选择理论,选择慢速生长微生物容易导致丝状菌繁殖,而慢速生长微生物却往往能够形成密实颗粒污泥. 动力学选择主要是基于微生物种类的选择,其对聚集度的影响还需要进一步的研究.

3) 基质的复杂程度和较高的溶解氧水平有利于提高污泥的聚集度;而胞内物质的存储对聚集度的影响尚不明确. 对细胞存储能力的评估需要综合考虑 PHB、聚磷、聚糖在内的多种形态存储物,今后需要重点研究聚合物尤其是聚磷对污泥结构的影响.

4) 丝状菌往往成为污泥膨胀的控制目标,也是导致聚集度下降的主要原因,但近年的研究发现丝状菌亦可以密实的颗粒的形态存在. 因此对污泥聚集度的提高,可以在宽泛的条件下选择控制条件,而不仅仅是抑制丝状菌的生长;从聚集度的角度来研究污泥膨胀和污泥颗粒化是对污泥结构研究的一个新视角.

5) 本文提出的污泥聚集度,包括两层含义:一是微生物空间上的聚集,即密度;二是微生物种类的聚集. 目前对前者研究较多,但且多与污泥沉淀性能相关,尚缺少系统的数据进行定量描述;对于后者,随着分子生物学手段的引入,对其进行定性或定量分析成为可能. 因此如何定量描述聚集度是下一步研究的重点和深入分析聚集度的前提条件.

参考文献 (References):

- Adav S S, Lee D J, Lai J Y. 2009. Treating chemical industries influent using aerobic granular sludge: Recent development [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 40(3): 333—336
- Adav S S, Lee D J, Show K Y, *et al.* 2008. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. *Biotechnology Advances*, 26(5): 411—423
- Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, *et al.* 1999. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. *Water Research*, 33

- (10): 2283—2290
- Congeevaram S, Dhanarani S, Park J, *et al.* 2007. Biosorption of chromium and nickel by heavy metal resistant fungal and bacterial isolates [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 146(1-2): 270—277
- de Bruin L M M, de Kreuk M K, van der Roest H F R, *et al.* 2004. Aerobic granular sludge technology: An alternative to activated sludge? [J]. *Water Science and Technology*, 49(11-12): 1—7
- de Kreuk M K, van Loosdrecht M C. 2008. Formation of aerobic granular sludge with particulate and colloidal substrate [C]. Singapore: IWA Biofilm Technologies Conference
- de Kreuk M K, van Loosdrecht M C M. 2004. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability [J]. *Water Science And Technology*, 49(11-12): 9—17
- de Kreuk M K, van Loosdrecht M C M. 2006. Formation of aerobic granules with domestic sewage [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 132(6): 694—697
- Dionisi D, Majone M, Levantesi C, *et al.* 2006. Effect of feed length on settleability, substrate uptake and storage in a sequencing batch reactor treating an industrial wastewater [J]. *Environmental Technology*, 27(8): 901—908
- Fang F, Liu X W, Xu J, *et al.* 2009. Formation of aerobic granules and their phb production at various substrate and ammonium concentrations [J]. *Bioresource Technology*, 100(1): 59—63
- 冯骞, 王超, 汪翔. 2008. 水流紊动特性对活性污泥沉降性能的影响 [J]. *环境科学*, 29(6): 1604—1610
- Feng Q, Wang C, Wang H. 2008. Influence of hydrodynamic turbulence characteristics on the sedimentation of activated sludge [J]. *Environmental Science*, 29(6): 1604—1610(in Chinese)
- Govoreanu R, Seghers D, Nopens I, *et al.* 2003. Linking floc structure and settling properties to activated sludge population dynamics in an sbr [J]. *Water Sci Technol*, 47(12): 9—18
- Guest R K, Smith D W. 2002. A potential new role for fungi in a wastewater mbr biological nitrogen reduction system [J]. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 1(6): 433—437
- Jang H, Schuler A. 2007. The case for variable density: A new perspective on activated sludge settling [J]. *Water Environment Research*, 79(11): 2298—2303
- Jenkins D, Richard M, Daigger G. 2003. *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and other Solids Separation Problems (3rd Edition)* [M]. New York: Lewis Publishers. 108—109
- Jun B H, Tanji Y, Unno H. 2000. Stimulating accumulation of nitrifying bacteria in porous carrier by addition of inorganic carbon in a continuous-flow fluidized bed wastewater treatment reactor [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 89(4): 334—339
- Kim I S, Kim S M, Jang A. 2008. Characterization of aerobic granules by microbial density at different cod loading rates [J]. *Bioresource Technology*, 99(1): 18—25
- Li Z H, Kuba T, Kusuda T. 2006. Aerobic granular sludge: A promising technology for decentralised wastewater treatment [J]. *Water Science and Technology*, 53(9): 79—85
- Liao W, Liu Y, Frear C, *et al.* 2007. A new approach of pellet formation of a filamentous fungus-rhizopus oryzae [J]. *Bioresource Technology*, 98(18): 3415—3423
- Liu Y, Wang Z W, Tay J H. 2005. A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Biotechnology Advances*, 23(5): 335—344
- Liu Y, Yang S F, Tay J H. 2004. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. *Journal of Biotechnology*, 108(2): 161—169
- Lou I C, de Los Reyes 3rd F L. 2008. Clarifying the roles of kinetics and diffusion in activated sludge filamentous bulking [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 101(2): 327—336
- Malaviya P, Rathore V S. 2007. Bioremediation of pulp and paper mill effluent by a novel fungal consortium isolated from polluted soil [J]. *Bioresource Technology*, 98(18): 3647—3651
- Martins A M P, Heijnen J J, Loosdrecht M C M. 2003a. Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 62(5): 586—593
- Martins A M P, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. 2003b. Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions [J]. *Water Research*, 37(11): 2555—2570
- Martins A M P, Pagilla K, Heijnen J J, *et al.* 2004. Filamentous bulking sludge — a critical review [J]. *Water Research*, 38(4): 793—817
- McSwain B S, Irvine R L, Wilderer P A. 2004. The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure [J]. *Water Science and Technology*, 49(11-12): 19—25
- Morgan-Sagastume F, Larsen P, Nielsen J L, *et al.* 2008. Characterization of the loosely attached fraction of activated sludge bacteria [J]. *Water Research*, 42(4-5): 843—854
- Mosquera-Corral A, de Kreuk M K, Heijnen J J, *et al.* 2005. Effects of oxygen concentration on n-removal in an aerobic granular sludge reactor [J]. *Water Research*, 39(12): 2676—2686
- Ni B J, Xie W M, Liu S G, *et al.* 2009. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater [J]. *Water Research*, 43(3): 751—761
- Parker D, Appleton R, Bratby J, *et al.* 2004. North American performance experience with anoxic and anaerobic selectors for activated sludge bulking control [J]. *Water Sci Technol*, 50(7): 221—228
- Pazouki M, Panda T. 2000. Understanding the morphology of fungi [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 22(2): 127—143
- Peng D C, Bernet N, Delgenes J P, *et al.* 1999. Aerobic granular sludge — a case report [J]. *Water Research*, 33(3): 890—893
- Puigagut J, Salvad H, Tarrats X, *et al.* 2007. Effects of particulate and soluble substrates on microfauna populations and treatment efficiency in activated sludge systems [J]. *Water Research*, 41(14): 3168—3176
- Rossetti S, Tomei M C, Nielsen P H, *et al.* 2005. "Microthrix parvicella", a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: A review of current knowledge [J]. *FEMS Microbiol Rev*, 29(1): 49—64

- Schuler A , Jang H. 2007. Causes of variable biomass density and its effects on settleability in full-scale biological wastewater treatment systems [J]. *Environ Sci Technol* , 41 (5) : 1675—1681
- Schuler A , Jenkins D , Ronen P. 2001. Microbial storage products , biomass density , and settling properties of enhanced biological phosphorus removal activated sludge [J]. *Water Science and Technology* , 43 (1) : 173
- Schuler A J , Jassby D. 2007. Filament content threshold for activated sludge bulking: Artifact or reality? [J]. *Water Research* , 41 (19) : 4349—4356
- Sturm B S M , Irvine R L. 2008. Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation [J]. *Water Science & Technology* , 58 (4) : 781—787
- Tay J H , Pan S , He Y X , *et al.* 2004. Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: Reactor performance [J]. *Journal of Environmental Engineering-Assoc* , 130 (10) : 1094—1101
- Tay J H , Pan S , Tay S T L , *et al.* 2003. The effect of organic loading rate on the aerobic granulation: The development of shear force theory [J]. *Water Science and Technology* , 47 (11) : 235—240
- Third K A , Newland M , Cord-Ruwisch R. 2003. The effect of dissolved oxygen on phb accumulation in activated sludge cultures [J]. *Biotechnology and Bioengineering* , 82 (2) : 238—250
- 王建龙, 张子健, 吴伟伟. 2009. 好氧颗粒污泥的研究进展 [J]. *环境科学学报* , 29 (3) : 449—473
- Wang J L , Zhang Z J , Wu W W. 2009. Research advances in aerobic granular sludge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* , 29 (3) : 449—473 (in Chinese)
- 汪善全, 孔云华, 原媛, 等. 2008. 好氧颗粒污泥中丝状微生物生长研究 [J]. *环境科学* , 29 (3) : 696—702
- Wang S Q , Kong Y H , Yuan Y , *et al.* 2008. Filamentous overgrowth in aerobic granules [J]. *Environmental Science* , 29 (3) : 696—702 (in Chinese)
- 王淑莹, 白璐, 宋乾武, 等. 2006. 低氧丝状菌污泥微膨胀节能方法 [J]. *北京工业大学学报* , 32 (12) : 1082—1086
- Wang S Y , Bai L , Song Q W , *et al.* 2006. Energy saving approach via limited filamentous sludge bulking under low do condition [J]. *Journal of Beijing University of Technology* , 32 (12) : 1082—1086 (in Chinese)
- 王新华. 2008. 好氧硝化颗粒污泥的性能及储存与解体后的自修复行为研究 [D]. 大连: 大连理工大学. 88—89
- Wang X H. 2008. Performance of aerobic nitrifying granules and self-remediation behaviors after granule storage and disintegration [D]. Dalian: Dalian University of Technology. 88—89 (in Chinese)
- 王耀东, 李志华, 王晓昌. 2008. 盐胁迫条件下好氧颗粒污泥生长模式研究 [J]. *环境科学* , 29 (10) : 2804—2808
- Wang Y D , Li Z H , Wang X C. 2008. Growth model of aerobic granule under different salinities [J]. *Environmental Science* , 29 (10) : 2804—2808 (in Chinese)
- Wilén B M , Lumley D , Mattsson A , *et al.* 2008. Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant [J]. *Water Research* , 42 (16) : 4404—4418
- Yang S F , Li X Y , Yu H Q. 2008. Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and ph conditions [J]. *Process Biochemistry* , 43 (1) : 8—14
- Zheng Y M , Yu H Q , Liu S J , *et al.* 2006. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions [J]. *Chemosphere* , 63 (10) : 1791—1800
- 周健, 龙腾锐, 苗利利. 2004. 胞外聚合物 EPS 对活性污泥沉降性能的影响研究 [J]. *环境科学学报* , 24 (4) : 613—618
- Zhou J , Long T R , Miao L L. 2004. Effect of extracellular polymeric substances (EPS) on sedimentation of activated sludge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* , 24 (4) : 613—618 (in Chinese)