

丝状菌污泥膨胀的工艺控制策略

彭赵旭¹, 彭永臻^{1,2}, 王淑莹^{2,3}, 桂丽娟¹, 刘洋³

(1. 哈尔滨工业大学 水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090;

2. 北京工业大学 环境与能源学院, 北京 100124;

3. 中国水务控股有限公司, 北京 100022)

摘要: 针对药剂法抑制丝状菌污泥膨胀成本高且停止投加后容易复发, 通过调节工艺参数, 考察了工艺法抑制丝状菌污泥膨胀的可行性. 试验采用 SBR 反应器, 系统地研究了有机负荷、溶解氧和进水方式等常见运行参数对丝状菌污泥膨胀的抑制效果. 结果表明, 增加有机负荷 ($>0.40 \text{ kgCOD}/(\text{kgMLSS}\cdot\text{d})$) 难以抑制丝状菌污泥膨胀, 且好氧时间和曝气量设置不当还容易引发黏性膨胀; 单独提高 ρ_{DO} ($4 \sim 6 \text{ mg/L}$) 对抑制丝状菌膨胀效果并不明显, 并且过度曝气还会对除磷产生负面影响; 脉冲进水方式虽然可以强化贮存选择作用, 但是对丝状菌膨胀抑制并无明显效果; 增设前置缺(厌)氧段是抑制丝状菌污泥膨胀的有效手段.

关键词: 丝状菌污泥膨胀; 序批式反应器; 有机负荷; 溶解氧; 进水方式

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2011)09-1416-08

活性污泥法是目前应用最广泛的城市污水处理技术, 其结构简单、运行管理方便, 但是饱受污泥膨胀问题的困扰. 污泥膨胀具有发生频率高、产生危害大等特点. 它的发生往往十分突然, 会在短期内迅速恶化泥水分离效果, 直接导致出水水质的下降, 因此有关污泥膨胀的问题一直是活性污泥法研究的热点.

到目前为止, 关于污泥膨胀的研究主要集中在其发生机理和控制方法上. 一般认为低溶解氧^[1-2]、低负荷^[3]、长污泥龄^[4]、溶解性有机废水^[5]和营养元素的缺乏^[6-7]等因素会导致污泥膨胀的发生. 而控制方法则主要分为以预防为目的的特殊措施和以补救为目的的常规措施. 在常规措施中, 经常通过投加氯等消毒剂^[8-9]或铝盐等混凝剂^[10-11]来抵制丝状菌的生长. 这种方法虽然能在短期内起到理想的效果, 但其具有成本较高和用量难掌握等缺点, 并且药剂一旦停止投加, 污泥膨胀容易再次复发. 而基于丝状菌的生理特性所开发的特殊措施则具有可操作性强、不易复发等特点. 通过对运行参数和方式的适当调节, 使絮状菌在和丝状菌的竞争中取得优势地位, 从而达到控制污泥膨胀的目的. 但是由于各因素之间联系复杂, 目前对这方面的研究还不深入. 本研究通过调节有机负荷、溶解氮、进水方式等常见运行参数, 意在考察通过改变以上运行参数控制丝状菌污泥膨胀的可行性, 为实际应用提供理论指导.

1 材料与方法

1.1 试验用水来源和水质

为了便于分析, 试验采用模拟生活污水, 以乙酸钠作为碳源; NH_4Cl 作为氮源; KH_2PO_4 作为磷源. 投加 NaHCO_3 补充进水碱度, 投加 MgSO_4 和 CaCl_2 满足活性污泥微生物生长对 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 等离子子的要求, 每升水中加 0.5 mL 营养液^[12]. 具体配制方案见表 1.

收稿日期: 2009-05-01.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50778005); 国家“八六三”计划资助项目(2006AA06Z319); 新加坡环境与水工业协会创新发展项目(EDB S07/1-53974092).

作者简介: 彭赵旭(1983—), 男, 黑龙江哈尔滨人, 博士研究生; 彭永臻(1949—), 男, 黑龙江哈尔滨人, 博士生导师.

表1 试验模拟废水成份及元素组成

Table 1 Composition of synthetic wastewater and element in experiment

配制药剂	投加量/(mg·L ⁻¹)	水质参数	ρ /(mg·L ⁻¹)
CH ₃ COONa·3H ₂ O	660	COD	300 ~ 330
NH ₄ Cl	170	NH ₄ ⁺ -N	40 ~ 45
KH ₂ PO ₄	20	PO ₄ ³⁻ -P	4.5 ~ 5
NaHCO ₃	400	碱度(CaCO ₃ 计)	400
MgSO ₄	80		
CaCl ₂	40		

1.2 试验装置和方法

反应器由有机玻璃制成,上部为圆柱形,下部为圆锥体,高为700 mm,直径为200 mm,总有效容积为12 L,每周期结束后排水体积为3 ~ 5 L(依工况而定)。在反应器壁的垂直方向设置一排间隔为100 mm的取样口,用于取样和排水。底部设有放空管,用于放空和排泥。以曝气砂头作为微孔曝气器,由转子流量计调节曝气量。试验温度由温控棒控制在(23 ± 0.5) °C。每周期由以下部分组成:进水、缺氧搅拌、好氧曝气、静止沉淀、滗水排放和闲置待机(不同工况下各个阶段时间不同)。靠每周期结束后排放一定体积的泥水混合液维持 ρ_{MLSS} 的稳定, T_{SRT} 在10 ~ 20 d, T_{HRT} 控制在8 ~ 12 h。

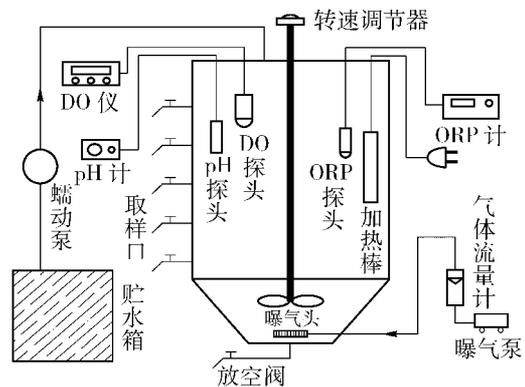


图1 试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of experimental equipment

1.3 技术路线

本试验初始污泥取自哈尔滨文昌污水处理厂(AO工艺)的曝气池,沉降性良好(ρ_{SVI} 在100 mL/g左右),平均分配到4个SBR反应器中,都以连续进水0.5 h(同时限制曝气 $\rho_{DO} < 0.1$ mg/L),低 ρ_{DO} ($\rho_{DO} = 0.5 \sim 1.5$ mg/L)曝气2.5 h,沉淀、排水的方式运行了40个周期,沉降性无明显变化。之后采用协同降负荷的方法启动了丝状菌污泥膨胀(见表2),接着将4个SBR内的污泥完全混合。此时污泥中存在大量的丝状菌(ρ_{SVI} 在400 mL/g左右),具有良好的脱氮除磷特性,均匀分配到4个SBR后开始平行试验。

表2 丝状菌污泥膨胀的启动策略

Table 2 Strategies of filamentous sludge bulking setup

实验阶段	启动方法	进水方式	是否限制曝气	进水时间/h	好氧时间/h	有机负荷/ kgCOD/(kgMLSS·d)	T_{HRT} /h	T_{SRT} /d	ρ_{MLSS} / (mg·L ⁻¹)
启动前		连续	是	0.5	2.5	0.31 ~ 0.35	12	15	2 000 ~ 2 200
启动后	减少进水体积	连续	是	0.5	2.5	0.25 ~ 0.27	12	15	2 000 ~ 2 200
	增大污泥浓度	连续	是	0.5	2.5	0.25 ~ 0.27	12	12.5	2 500 ~ 2 700
	延长曝气时间	连续	是	0.5	3	0.25 ~ 0.27	14	17.5	2 000 ~ 2 200

试验采用增加有机负荷、升高 ρ_{DO} 、减少曝气时间和改变进水方式等方法进行丝状菌膨胀抑制的研究(见表3)。由于影响污泥沉降性的因素众多,且彼此之间相互联系,因此很难判断单一因素对污泥沉降性的影响,为在尽可能短的时间内看到效果,设定35个运行周期为时间上限。若沉降性仍未见好转趋势,则认为该工艺参数的调节对抑制丝状菌膨胀效果不大。

表3 丝状菌膨胀抑制的研究路线
Table 3 Investigation route of filamentous sludge bulking inhibition

反应器	抑制方法	进水方式	是否限制曝气	进水时间/h	有机负荷/(kgCOD·(kg MLSS·d) ⁻¹)	缺氧时间/h	好氧时间/h	ρ_{MLSS} /(mg·L ⁻¹)	周期/个
SBR1	高负荷	连续	是	0.5	0.40~0.45	0	2.5	1900~2100	0~30
		连续	否	0.5	0.50~0.55	0	2.5	1900~2200	31~70
		连续	否	0.5	0.65~0.75	0	2.0	1800~2000	71~110
SBR2	高 ρ_{DO}	连续	是	0.5	0.28~0.32	0	2.5	2000~2200	0~30
		连续	否	0.5	0.35~0.42	0	2.0	1900~2100	31~200
SBR3	进水方式	瞬时	否	0	0.28~0.30	0	3.0	2000~2300	0~40
		瞬时	否	0	0.55~0.65	0.5	2.5	1900~2000	41~130
SBR4	前置缺氧段	瞬时	否	0	0.35~0.37	0	2.5	2000~2200	0~30
		瞬时	否	0	0.30~0.35	0.5	2.0	2200~2400	31~120

1.4 检测分析项目

ρ_{COD} 、 $\rho(NH_4^+-N)$ 、 $\rho(NO_2^--N)$ 、 $\rho(NO_3^--N)$ 、 $\rho(PO_4^{3--}P)$ 、 ρ_{SV} 、 ρ_{SVI} 、 ρ_{MLSS} 和 ρ_{MLVSS} 等均采用国家标准方法测定^[13]； ρ_{DO} 、pH 值、ORP 值和温度用 WTW inoLab Oxi level2 实验室台式溶解氧仪在线检测；黏度采用 NDJ-79 黏度仪测定；微生物相采用 OLYMPUSBX51 型光学显微镜观察。

2 结果与讨论

2.1 增加有机负荷对丝状菌污泥膨胀的影响

动力学选择理论认为，高有机负荷下絮状菌的比增长速率高于丝状菌^[14]，Vaiopoulou 等^[15]发现，处理市政废水时，负荷在 0.23~1.08 kg COD/(kg MLSS·d) 内 ρ_{SVI} 会低于 130 mL/g；Knoop 等^[16]发现，低负荷 (<0.1 kg COD/(kg MLSS·d)) 易引发污泥膨胀，可见高负荷有利于 ρ_{SVI} 的降低。用 SBR1 考察增加负荷对污泥沉降性的影响。运行方式为连续进水 0.5 h (同时限制曝气 $\rho_{DO} < 0.1$ mg/L，进水增加到 4 L)，低 ρ_{DO} ($\rho_{DO} = 0.4 \sim 1.0$ mg/L) 曝气 2.5 h，沉淀、排水。有机负荷控制在 0.40~0.45 kg COD/(kg MLSS·d) 运行了 30 个周期，沉降性不但没有好转，而且还呈现出

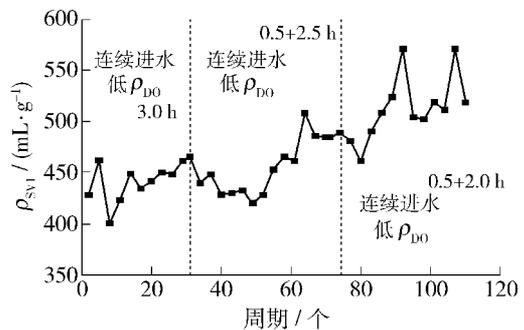


图2 SBR1 中污泥沉降性的变化
Fig. 2 Variations of sludge settleability in SBR1

逐渐恶化趋势(如图2所示)。这可能与突然增加进水体积导致环境骤变有关，当负荷突增时，活性污泥系统原有的平衡遭到破坏，在新平衡建立的过程中，生物相也发生变化。这种情况下，丝状菌往往更易于适应，另外进水阶段限制曝气也有利于丝状菌的生长，因此 SVI 呈现缓慢增长的。从第 31 个周期起，改变运行方式，具体为连续进水 0.5 h (不再限制曝气，进水体积增加到 5 L)，低 ρ_{DO} ($\rho_{DO} = 0.4 \sim 1.5$ mg/L) 曝气 2.5 h，沉淀、排水，负荷控制在 0.50 kg COD/(kg MLSS·d) 左右，沉降性变化如图 2 所示。随着负荷的进一步增加，沉降性的恶化得到了控制， ρ_{SVI} 稳定维持在 430~450 mL/g，但是仍然没有好转的趋势，这与王淑莹等^[17]的研究结果一致。即在高负荷下，低 ρ_{DO} 易引起污泥膨胀。考虑到丝状菌是好氧菌，为了降低丝状菌的竞争优势应减少好氧段时间。于是从第 71 周期开始，缩短曝气时间为 2.0 h，负荷增加到 0.65~0.75 kg COD/(kg MLSS·d)，污泥沉降性变化如图 2 所示， ρ_{SVI} 仍然不降反升。分析其原因主要是在缩短曝气时间

的同时没有相应地增大曝气量,导致进水中的有机底物没有得到充分降解,部分被吸附到污泥絮体表面,使污泥亲水性增加.活性污泥黏度从第71周期的 $1.31\text{ mPa}\cdot\text{s}$ 上升到第110周期的 $1.72\text{ mPa}\cdot\text{s}$,污泥絮体中出现了大片的黏性菌胶团(见图7(b)).从表观上也可看出污泥逐渐变得黏稠,用玻璃棒轻挑液面会出现拉丝现象.综合以上分析可见,单纯增加有机负荷难以抑制丝状菌污泥膨胀,且好氧时间和曝气量调节不当易引发黏性膨胀.

2.2 提高 ρ_{DO} 对丝状菌污泥膨胀的影响

DO是除有机负荷之外的另一个对污泥沉降性产生重要影响的工艺参数.彭永臻等^[18]提出的污泥微膨胀节能理论与工艺,即是利用低 ρ_{DO} 引起的丝状菌污泥微膨胀,达到节能和提高出水水质的目的.用SBR2考察好氧阶段 ρ_{DO} 的升高对污泥沉降性的影响.运行方式为连续进水 0.5 h (同时限制曝气 $\rho_{\text{DO}} < 0.1\text{ mg/L}$,进水 3 L),高 ρ_{DO} ($\rho_{\text{DO}} = 4\sim 6\text{ mg/L}$)曝气 2.5 h ,沉淀、排水.运行了30个周期发现,SVI不降反升(见图3).分析每周期的反应进程发现,由于 ρ_{DO} 增加,微生物反应速率加快,曝气 1.5 h 左右,水中有机物和氨氮等物质已基本被降解完毕.好氧阶段后期,底物浓度一直处于很低的状态,这种条件十分有利于丝状菌在与絮状菌的竞争中取得优势.于是从第31周期开始,改变运行方式为连续进水 0.5 h (不再限制曝气,进水 3 L),高 ρ_{DO} ($\rho_{\text{DO}} = (3\sim 6\text{ mg/L})$)曝气 2.0 h ,沉淀、排水. ρ_{SVI} 开始逐渐升高,到第92周期左右达到峰值 495 mL/g ,之后逐渐下降,第160周期左右降到 322 mL/g 的最低值,接着再次出现反弹.由于在整个实验期间好氧阶段的 ρ_{DO} 一直维持在 $3\sim 6\text{ mg/L}$ 的高水平,因此 ρ_{DO} 不是引起 ρ_{SVI} 发生变化的主要原因.结合试验过程的处理效果发现,虽然系统脱氮能力一直很好,但是除磷能力却发生了波动(见图4). ρ_{SVI} 的变化与系统除磷能力的变化相一致,系统除磷能力强时,污泥的沉降性比系统除磷能力弱时的要好.这与Andrew等^[19]的研究结果一致,即对丝状菌含量高的污泥絮体来说,其沉降性与污泥密度相关.除磷能力强的活性污泥好氧阶段会吸收更多的磷酸盐到体内,增加絮体的密度.试验过程中除磷能力恶化的具体原因不详,可能是长时间曝气过多地消耗了聚磷菌(PAO)体内的聚- β -羟基丁酸盐(PHB)^[20],影响了好氧吸磷过程.

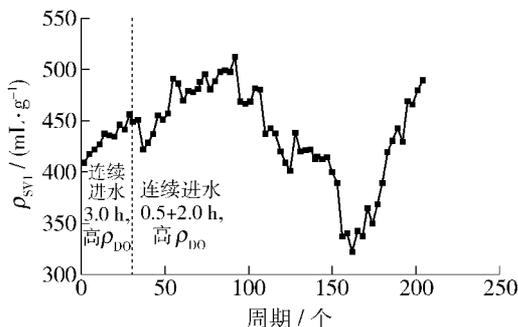


图3 SBR2中污泥沉降性的变化

Fig. 3 Variations of sludge settleability in SBR2

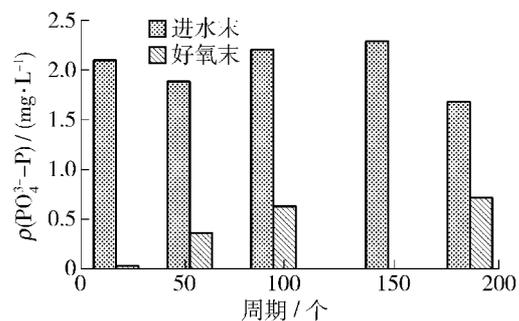


图4 SBR2除磷性能的变化

Fig. 4 Variations of phosphorus removal performance in SBR2

2.3 进水方式对丝状菌污泥膨胀的影响

传统的贮存选择理论认为,在底物丰富的状态下,非丝状菌微生物具有更强的贮存底物能力,而贮存的物质在底物匮乏时又能被代谢产生能量或者合成蛋白质,从而使非丝状菌在高度动态的系统中具有选择优势.但是Martins等^[21]发现,沉降性差的活性污泥的最大比乙酸吸收速率和最大PHB产生速率都和沉降性良好的活性污泥相似.Beccari等^[22]研究发现,丝状菌对底物也有很好的贮存能力.由此可见,絮状菌相对丝状菌具有底物贮存优势的说法,并不能作为一条普遍规律.底物的贮存过程主要发生在进水阶段,用SBR3来研究进水方式对丝状菌污泥膨胀的影响.运行方式为瞬时进水(3 L),低 ρ_{DO} ($\rho_{\text{DO}} = 0.5\sim 1.0\text{ mg/L}$)曝气 3.0 h ,沉淀、排水.运行了40个周期发现,只靠由连续进水改为脉冲间歇进水对污泥沉降性没有任何影响(见图5).为了强化进水阶段的贮存选择作用,从第41周期开始,运行方式改为瞬时进

水(进水 5 L) 缺氧搅拌 0.5 h, 低 ρ_{DO} ($\rho_{DO} = 0.5 \sim 2.0$ mg/L) 曝气 2.5 h, 沉淀、排水. 设置缺氧段是减少曝气作用对有机底物的消耗, 强化底物贮存作用. 运行了 90 个周期发现, 沉降性不但没有好转, 而且还出现继续恶化趋势(见图 5). 分析引起该组试验沉降性恶化的主要原因是在增加进水体积强化贮存作用的同时, 好氧阶段曝气时间却在缩短, 并且维持低 ρ_{DO} 状态, 造成有机物降解不充分, 部分附着在活性污泥絮体表面, 增大了污泥絮体的亲水性, 从而造成轻微的黏性膨胀(见图 7(c)), 试验后期, 污泥表面用玻璃棒轻挑也出现拉丝现象. 以上可见, 进水方式的改变对抑制丝状菌膨胀影响不大, 并且强化贮存选择作用时, 如果后续曝气条件控制不好还易引发黏性膨胀.

2.4 前置缺(厌)氧段对污泥膨胀的影响

广泛使用的缺(厌)氧选择器抑制膨胀的主要原理是通过接触时间等参数的设置让可生物降解 COD 在前置非曝气段被大量的贮存或降解, 从而减少后续曝气过程中丝状菌生长的底物来源^[23]. 可见增设前置缺(厌)氧段有利于丝状菌污泥膨胀的抑制. 用 SBR4 来研究前置缺(厌)氧段对丝状菌污泥膨胀的影响, 为了增加对比效果, 先不设置缺氧段. 运行方式为瞬时进水(进水 3 L), 低 ρ_{DO} ($\rho_{DO} = 0.5 \sim 1.5$ mg/L) 曝气 2.5 h, 沉淀、排水. 运行了 30 个周期发现 ρ_{SVI} 不降反升(见图 6). 从第 31 周期开始运行方式改为瞬时进水(进水 3 L), 缺(厌)氧搅拌 0.5 h, 低 ρ_{DO} ($\rho_{DO} = 0.5 \sim 1.5$ mg/L) 曝气 2.0 h, 沉淀、排水. 结合在线水质参数监测发现, 缺氧段前 15 min $NO_2^- - N$ 、 $NO_3^- - N$ 已被完全反硝化掉, 后 15 min 实际上进入了厌氧状态. 因此本试验设置的缺(厌)氧搅拌 0.5 h, 完全可以保证反硝化进行充分并且有机底物能得到更大程度上的利用. 改成这种运行方式后 ρ_{SVI} 立刻有所下降, 但是下降速度很慢, 在第 34 ~ 70 周期时仅为 $1.2 \text{ mL}/(\text{g} \cdot \text{周期})$, 这说明尽管该运行方式有利于抑制丝状菌膨胀, 但是在丝状菌仍然占据统治地位的活性污泥中, 对膨胀的抑制作用并不明显. 在 71 ~ 100 周期时, 发现 ρ_{SVI} 下降速率有所增加, 平均达到 $5.3 \text{ mL}/(\text{g} \cdot \text{周期})$, 镜检发现丝状菌的比例逐渐下降(见图 7(d)).

在第 100 周期左右时 ρ_{SVI} 突然由第 98 周期的 $220 \text{ mL}/\text{g}$ 骤降到第 101 周期的 $179 \text{ mL}/\text{g}$, 此后 ρ_{SVI} 降速减缓. 丝状菌在污泥絮体中所占比例似乎存在某个特定的阈值, 当其低于该值时, 污泥沉降性明显好转, 反映在 ρ_{SVI} 上就是出现突降. 虽然关于丝状菌的阈值存在与否一直存在争论^[24], 但是在本试验中的确发现了 ρ_{SVI} 的骤降现象. 本组试验 1 天运行 3 个周期, 每周结束后排放泥水混合液 100 mL, T_{SRT} 控制在 12.5 d, 34 ~ 70 周期运行了约 1 个 T_{SRT} 期间微生物种群组成不断变化, ρ_{SVI} 逐渐下降. 但是由于初始丝状菌所占比例太大, 因此其降速缓慢. 71 ~ 100 周期 ρ_{SVI} 下降速率加快, 说明通过不断的选择抑制, 丝状菌所占比例进一步减少, 又经过近一个 T_{SRT} 的运行丝状菌所占比例降到阈值附近.

综上所述, 影响污泥沉降性的工艺参数众多, 并且相互之间存在着复杂的内在联系, 所以很难考察单一的工艺参数对污泥沉降性的影响. 通过工艺参数的改变抑制丝状菌膨胀见效缓慢的原因是活性污泥微生物种群组成的变化是个缓慢的过程. 因此一旦发现污泥沉降性出现恶化, 应该在初期及时采取措施进行抑制, 否则当丝状菌大量增殖后, 靠工艺参数的调节短期内难以使沉降性恢复到正常水平. 另外, 调节工艺参数法和药剂法相结合或许是一种抑制丝状菌膨胀的有效手段. 先通过投加药剂达到快速见效的目

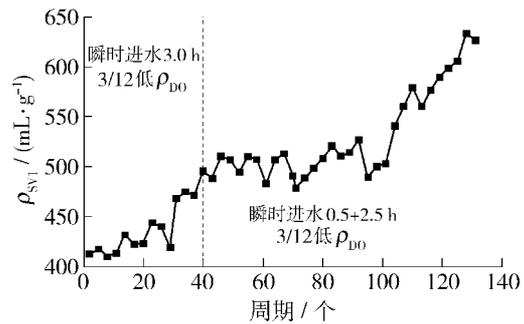


图 5 SBR3 中污泥沉降性的变化

Fig. 5 Variations of sludge settleability in SBR3

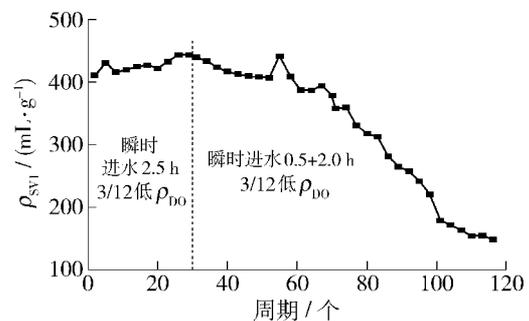


图 6 SBR4 中污泥沉降性的变化

Fig. 6 Variations of sludge settleability in SBR4

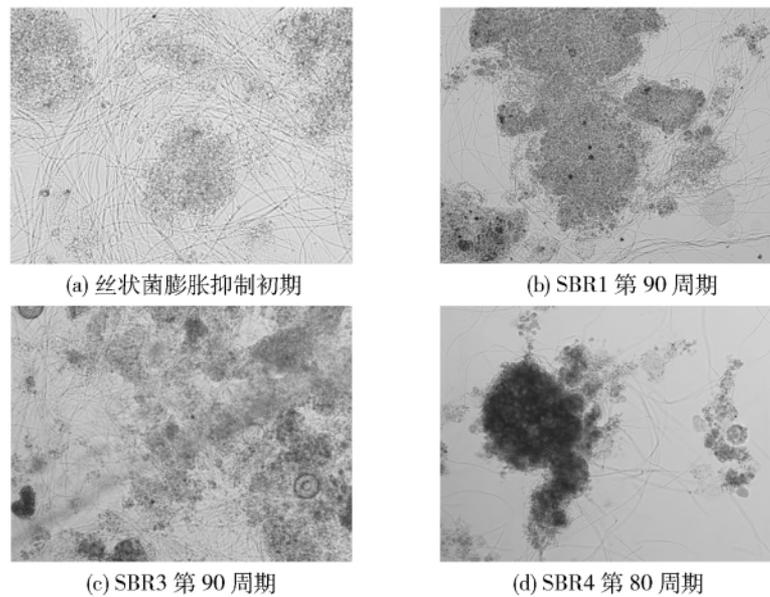


图7 微生物相(×400)

Fig.7 Microbial morphology (×400)

的,再通过调整工艺参数对丝状菌进行根本上的抑制,可以在一定程度上加快微生物种群组成的变化,这些还需要以后进一步的研究。

3 结论

- 1) 增大有机负荷($>0.4 \text{ kg COD}/(\text{kg MLSS}\cdot\text{d})$)难以有效抑制丝状菌膨胀,且相应的好氧段时间和曝气量设置不当还容易引发黏性膨胀。
- 2) 单独提高 ρ_{DO} ($4\sim 6 \text{ mg/L}$)对抑制丝状菌膨胀作用不大,且过度曝气还会对系统的除磷效果产生负面影响。
- 3) 脉冲进水方式虽然可以强化贮存选择作用,但是对丝状菌膨胀并无明显抑制效果。
- 4) 增设前置缺氧或厌氧段,是抑制丝状菌污泥膨胀的有效手段。

参考文献:

- [1] 王淑莹,白璐,宋乾武,等. 低氧丝状菌污泥微膨胀节能方法[J]. 北京工业大学学报,2006,32(12): 1082-1086.
WANG Shu-ying, BAI Lu, SONG Qian-wu, et al. Energy saving approach via limited filamentous sludge bulking under low DO condition [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2006, 32(12): 1082-1086. (in Chinese)
- [2] 周利,彭永臻,宋娇,等. 低溶解氧膨胀污泥沉降性能的恢复研究[J]. 工业水处理,2006,26(10): 49-51.
ZHOU Li, PENG Yong-zhen, SONG Jiao, et al. Study on the recovery of settleability of low DO filamentous bulking sludge [J]. Industrial Water Treatment, 2006, 26(10): 49-51. (in Chinese)
- [3] TSANG Y F, CHUA H, SIN S N, et al. A novel technology for bulking control in biological wastewater treatment plant for pulp and paper making industry [J]. Biochemical. Engineering Journal, 2006, 32: 127-134.
- [4] 彭永臻. 污泥龄与污泥膨胀及沉降性能的关系[J]. 中国给水排水,1996,12(4): 24-26.
PENG Yong-zhen. The relationships between sludge retention time and sludge bulking and settleability [J]. Chinese Water & Wastewater, 1996, 12(4): 24-26. (in Chinese)
- [5] AL-MUTAIRI N Z, Aerobic selectors in slaughterhouse activated sludge systems: A preliminary investigation [J]. Bioresource Technology, 2009, 100: 50-58.
- [6] 陈滢,彭永臻,刘敏,等. 营养物质对污泥沉降性能的影响及污泥膨胀的控制[J]. 环境科学,2004,25(6): 54-58.
CHEN Ying, PENG Yong-zhen, LIU Min, et al. Effect of nutrient on sludge settling property and bulking controls [J].

- Environmental Science ,2004 ,25 (6) : 54-58. (in Chinese)
- [7] 高春娣,彭永臻,潼川哲夫,等. 营养物质缺乏引起的丝状菌污泥膨胀及其控制 [J]. 水处理技术,2003 ,29(3) : 159-162.
GAO Chun-di ,PENG Yong-zhen ,TAKIGAWA Akio , et al. Filamentous bulking caused by nutrient deficiency and bulking control [J]. Technology of Water Treatment ,2003 ,29 (3) : 159-162. (in Chinese)
- [8] CARAVELLI A ,GIANNUZZI L ,ZARITZKY N. Effect of chlorine on filamentous microorganisms present in activated sludge as evaluated by respirometry and INT-dehydrogenase activity [J]. Water Research ,2004 ,38: 2395-2405.
- [9] CARAVELLI A ,CONTRERAS E M ,GIANNUZZI L , et al. Modeling of chlorine effect on floc forming and filamentous microorganisms of activated sludges [J]. Water Research ,2003 ,37: 2097-2105.
- [10] AGRIDIOTIS V ,FORSTER C F ,CARLIELL-MARQUET C. Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics [J]. Bioresource Technology ,2007 ,98: 2926-2934.
- [11] SEKA A M ,WIELE T V D ,VERSTRAETE W. Feasibility of a multi-component additive for efficient control of activated sludge filamentous bulking[J]. Wat Res ,2001 ,35 (12) : 2995-3003.
- [12] TSUNEDA S ,OHNO T ,SOEJIMA K , et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor [J]. Biochemical Engineering Journal ,2006 ,27: 191-196
- [13] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M] . 第4版. 北京: 中国环境科学出版社,2002: 105-109 ,211-213 ,246-248 ,259-261 ,271-274 ,279-281.
- [14] CHUDOBA J ,OTTOVA V ,MADERA V. Control of activated sludge filamentous bulking-I Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank [J]. Wat Res ,1973 ,7 (9) : 1163-1182.
- [15] VAIPOULOU E ,MELIDIS P ,AIVASIDIS A. An activated sludge treatment plant for integrated removal of carbon ,nitrogen and phosphorus [J]. Desalination ,2007 ,211: 192-199.
- [16] KNOOP S ,KUNST S. Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling ,especially on *Microthrix parvicella* [J]. Water Sci Technol ,1998 ,37: 27-35.
- [17] 王淑莹,高春娣,彭永臻,等. SBR 法处理工业废水中有机负荷对污泥膨胀的影响 [J]. 环境科学学报,2000 ,20 (2) : 129-133.
WANG Shu-ying ,GAO Chun-di ,PENG Yong-zhen , et al. Influence of organic loading on sludge bulking [J]. Acta Science Circumstantiae ,2000 ,20 (2) : 129-133. (in Chinese)
- [18] 彭永臻,郭建华,王淑莹,等. 低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法的发现、提出及理论基础[J]. 环境科学,2008 ,29 (12) : 2433-2433.
PENG Yong-zhen ,GUO Jian-hua ,WANG Shu-ying , et al. Energy saving achieved by limited filamentous bulking under low dissolved oxygen: derivation ,Originality and theoretical basis [J]. Environmental Science ,2008 ,29 (12) : 2433-2433. (in Chinese)
- [19] ANDREW J ,HOON J S. Causes of variable biomass density and its effects on settleability in full-scale biological wastewater treatment systems [J]. Environ Sci Technol ,2007 ,41: 1675-1681.
- [20] BRDJANOVIC D ,SLAMET A ,VAN LOOSDRECHT M C M , et al. Impact of excessive aeration on biological phosphorus removal from wastewater [J]. Wat Res ,1998 ,32 (1) : 200-208.
- [21] MARTINS A M P ,HEIJNEN J J ,VAN LOOSDRECHT M C M. Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions [J]. Water Research ,2003 ,37: 2555-2575.
- [22] BECCARI M ,MAJONE M ,MASSANISSO P , et al. A bulking sludge with high storage response selected under intermittent feeding [J]. Wat Res ,1998 ,32 (11) : 3403-3413.
- [23] BEUN J J ,PALETTA F ,VAN LOOSDRECHT M C M , et al. Stoichiometry and kinetics of poly B hydroxybutyrate metabolism under denitrifying conditions in activated sludge cultures [J]. Biotechnol Bioeng ,2000 ,67: 379-389.
- [24] SCHULER A J ,JASSBY D. Filament content threshold for activated sludge bulking: Artifact or reality? [J]. Water Research ,2007 ,41: 4349-4359.

Investigation of Process Control Strategies on Filamentous Sludge Bulking

PENG Zhao-xu¹, PENG Yong-zhen^{1,2}, WANG Shu-ying^{2,3}, GUI Li-juan¹, LIU Yang³

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China;

2. College of Environment and Energy Engineering, Beijing Institute of Technology, Beijing 100124, China;

3. China Water Holdings Pte. Ltd, Beijing 100022, China)

Abstract: Inhibiting filamentous sludge bulking by using reagent is expensive and easy to recurrence after reagent is stopped adding. In order to solve this problem. This experiment investigate the feasibility of inhibiting filamentous sludge bulking through adjusting process parameters alone by using SBR. The inhibition effect of organic loading rate, dissolved oxygen (DO), feeding pattern and some other common operation parameters on filamentous sludge bulking were investigated systematically. The results show that, it is difficult to inhibit filamentous sludge bulking through increasing organic loading rate alone ($>0.40 \text{ d}^{-1}$). However, if aerobic time and aeration rate are not set up properly, viscosity sludge bulking is prone to happen; The effect of inhibiting filamentous sludge bulking through increasing ρ_{DO} (4–6 mg/L) alone is not obvious, meanwhile, excessive aeration could make negative impact on phosphorus removal performance; Although impulse feeding pattern could enhance storage selective function, It makes little effect on inhibiting filamentous sludge bulking; setting up proposed anoxic(anaerobic) phase is an effective method to inhibit filamentous sludge bulking.

Key words: filamentous sludge bulking; SBR; organic loading rate; dissolved oxygen; feeding pattern

(责任编辑 苗艳玲)