

污泥微膨胀的特性及 N_s 和 DO 对其影响

彭赵旭¹, 王淑莹², 彭永臻^{1,2}, 孙治荣², 刘旭亮¹

(1. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 哈尔滨 150090, pengzhaoxu1983@163.com;

2. 北京工业大学 环境与能源学院, 北京 100022)

摘要: 为了解决污水厂频繁发生的污泥膨胀问题, 提出一种能在低氧条件下利用丝状菌的形态和生理特性进行污水处理的节能高效的“低氧丝状菌微膨胀”新方法. 采用 SBR 反应器, 通过好氧-缺氧的运行方式, 研究了在微膨胀状态下, DO 含量和有机负荷率对污泥沉降性的影响及氮、磷和 COD 的去除特性. 试验结果表明: 有机负荷率和 DO 含量各自在特定的范围内影响污泥沉降性, 当有机负荷率大于 0.25 d^{-1} 时, 单靠降低 DO 含量已经不能维持污泥微膨胀状态. 低氧微膨胀不会恶化系统的硝化效果, 由氮的物料平衡发现, 每周期通过同步硝化反硝化可以去除掉 20% 的氮. 低氧曝气前期能够出现释磷现象, 系统内可以富集聚磷菌.

关键词: 丝状菌微膨胀; SBR 工艺; 低溶解氧; 同步硝化反硝化; 有机负荷率

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2010)10-1600-05

Effects of organic loading rate and DO on limited bulking and the study of its characteristics

PENG Zhao-xu¹, WANG Shu-ying², PENG Yong-zhen^{1,2}, SUN Zhi-rong², LIU Xu-liang¹

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China, pengzhaoxu1983@163.com; 2. College of Environment and Energy Engineering, Beijing Institute of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract: In order to solve the problem of sludge bulking which happened in wastewater treatment plant frequently, a notion named low DO limited filamentous bulking was put forward. It is a new energy-saving and high-efficient method to treat wastewater with the characteristics of morphology and physiology of filamentous bacteria under low DO concentration condition. The impact of DO concentration and organic loading rate (OLR) on sludge settleability and the removal characteristics of nitrogen, phosphorus and COD under limited filamentous bulking were investigated by using sequencing batch reactor (SBR) through operation in aerobic-anoxic pattern. The results show that OLR and DO concentration affect sludge settleability in special range respectively. When OLR is larger than 0.25 d^{-1} , limited filamentous bulking state can not be maintained by low DO concentration alone. Nitrification will not be deteriorated under low DO limited filamentous bulking condition, and about 20% nitrogen is removed through simultaneous nitrification and denitrification (SND) based on the mass balance of nitrogen. Aerobic phosphorus release is found in the initial stage of low aeration rate, and the system can enrich phosphorus accumulating organisms (PAOs).

Key words: limited filamentous bulking; SBR; low DO; SND; OLR

据统计, 目前我国 90% 以上的城市污水处

理厂都采用活性污泥法, 而污泥膨胀是活性污泥法问世以来一直困扰人们的难题, 所以如何控制和预防污泥膨胀就成了国内外研究的热点和难点问题^[1-2]. 很多污水处理厂的运行经验表明, 由降低 DO 含量诱导丝状菌过度生长而导致污泥膨胀, 若未引起污泥流失, 则不仅

收稿日期: 2008-12-01.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50778005); 国家高技术
研究发展计划项目(2006AA06Z319); 新加坡环境与水
工业协会创新发展项目(EDBS07/1-23974092).

作者简介: 彭赵旭(1983—), 男, 博士研究生;

彭永臻(1949—), 男, 教授, 博士生导师.

不会影响溶解性污染物的去除效率,而且还能提高对悬浮物的去除能力;同时,通过节约曝气量达到节能的目的.该方法称为低溶解氧丝状菌活性污泥微膨胀^[3],与当前流行的颗粒污泥法背道而驰^[4].颗粒污泥法有耗能大、无活性生物含量高和出水混浊三大缺陷^[5],而低溶解氧微膨胀污泥法则很好地克服了上述缺点,对解决目前污水处理能耗大、运行费用高具有重要的意义.本文研究了该方法的可行性以及微膨胀状态下各主要污染物的去除特性.

表 1 模拟废水的水质

水质参数	COD	$NH_4^+ - N$	$PO_4^{3-} - P$	碱度
质量浓度/($mg \cdot L^{-1}$)	217 ~ 436	44 ~ 77	3.0 ~ 6.8	200 ~ 450($CaCO_3$ 计)

表 2 模拟废水的配制方法

药剂	葡萄糖	NH_4Cl	KH_2PO_4	$NaHCO_3$	$MgSO_4$	$CaCl_2$
投量/($g \cdot L^{-1}$)	0.2 ~ 0.4	0.17 ~ 0.3	0.02 ~ 0.03	0.3 ~ 0.6	0.08	0.04

1.2 试验装置和方法

SBR 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,有效容积为 12 L.在反应器壁的垂直方向设置一排间隔为 10 cm 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. pH、DO、ORP 检测探头置于反应器内,在线监测各个指标变化(见图 1).试验期间温度控制在 $(23 \pm 0.5)^\circ C$.运行方式为分成瞬时进水、好氧曝气、缺氧搅拌(投加甲醇作为反硝化碳源)、静止沉淀和闲置待机阶段进行;每周结束后排放泥水混合液控制 MLSS 含量位于 $2\ 200 \sim 2\ 500\ mg \cdot L^{-1}$.用于低氧微膨胀状态的活性污泥进行试验,其污泥容积指数 SVI 在 $200\ mL \cdot g^{-1}$ 左右^[6].由于好氧阶段 DO 含量始终处于低水平($< 1\ mg \cdot L^{-1}$),硝化反应结束后突越点十分明显,可作为好氧反应结束的标志^[7-8].缺氧过程可以利用 ORP 曲线上的硝酸盐来控制^[9].经计算,反硝化 1 g 的 $NO_3^- - N$ 需要 1.905 g 的 CH_3OH ,为使反硝化能够顺利进行,采用 2.5 g 来计算 CH_3OH 投量.好氧段结束后 $NO_3^- - N$ 质量浓度为 $10\ mg \cdot L^{-1}$ 左右,因此缺氧段的 CH_3OH 投量约为 0.3 mL.

1.3 试验原理

微生物的生长动力学参数比增值速率常数 μ 可根据 Monod 方程来确定:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} \quad (1)$$

式中: μ_{\max} 为最大比增值速率常数, d^{-1} ; S 为限制

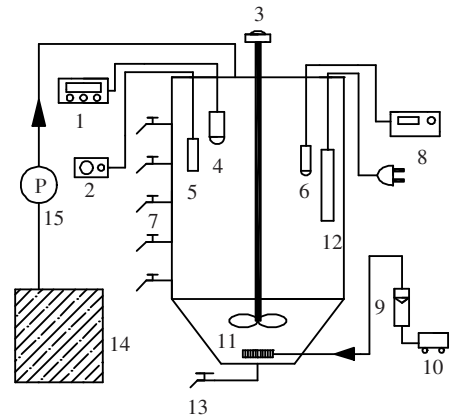
1 试 验

1.1 试验用水来源和水质

试验采用模拟生活污水,以葡萄糖作为碳源;投加 $NaHCO_3$ 补充进水碱度,以满足硝化反应对碱度的要求;投加 NH_4Cl 配制进水 $NH_4^+ - N$ 质量浓度;投加 KH_2PO_4 配制进水磷酸盐质量浓度;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,模拟废水水质和配制方法分别见表 1 和表 2.

底物质量浓度, $mg \cdot L^{-1}$; K_s 为饱和常数,为 $\mu = \mu_{\max}/2$ 时的底物质量浓度, $mg \cdot L^{-1}$.

根据 Chudoba 提出的选择性理论,活性污泥中存在比生长速率不同的两类微生物,即絮状菌和丝状菌.通常丝状菌属的增值动力学常数 $\mu_{\max 1}$ 和 K_{s1} 均比絮状菌属的 $\mu_{\max 2}$ 和 K_{s2} 小,所以在低基质质量浓度下丝状菌具有竞争优势.



1—DO 仪;2—pH 计;3—调速器;4—DO 探头;5—pH 探头;6—ORP 探头;7—取样口;8—ORP 仪;9—转子流量计;10—曝气泵;11—曝气头;12—加热棒;13—放空阀;14—贮水箱;15—蠕动泵.

图 1 试验装置

当曝气池内 DO 含量不足时,DO 就成为微生物生长的限制性基质.在对低 DO 含量的竞争过程中,低 K_{D0} ($0.027\ mg \cdot L^{-1}$) 的丝状菌比高 K_{D0} ($0.100\ mg \cdot L^{-1}$) 的絮状菌生长更快^[10].结合扩散选择理论,在低 DO 含量条件下丝状菌将充分利用其比表面积大的生态特征快速繁殖.综上所述,低 DO 含量和低负荷都容易引发丝状菌污泥

膨胀. 根据活性污泥的有机负荷率定义:

$$N_s = \frac{V_1 \times S_0}{X \times (V_1 + V_2)} \times \frac{24}{t} \quad (2)$$

式中: N_s 为有机负荷率, d^{-1} ; V_1 为反应器一次进水量, L; V_2 为进水前反应器内原有泥水混合液体积, L; S_0 为进水有机物质量浓度(以 COD 计), $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; t 为每个运行周期反应时间, h; X 为运行阶段反应器中活性污泥平均质量浓度(以 MLSS 质量浓度计), $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

改变 N_s 可通过改变进水 COD 质量浓度 S_0 、每周反应时间 t 、活性污泥含量 MLSS 和每周进水量 V_1 四种方法实现. 本试验通过调节气体流量大小来控制溶解氧的高低, 通过调节每周进水量和曝气时间来改变 N_s .

1.4 检测分析项目

COD 采用 5B-3 型 COD 快速测定仪测定; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用麝香草酚分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 $\text{N} - (1 - \text{萘基}) - \text{乙二胺}$ 光度法; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法; MLSS、SS 采用滤纸重量法; $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 采用钼酸盐分光光度法; DO、pH、ORP 和温度用 WTW inoLab Oxi level2 实验室台式溶解氧仪在线检测.

2 结果与分析

在曝气量一定的前提下, 低 N_s 易产生高 DO 含量, 高 N_s 易产生低 DO 含量; 改变曝气量则影响好氧反应时间, 导致 N_s 产生变化. 由于 N_s 与 DO 含量关系密切, 在考察两者对污泥沉降性的影响时应综合分析.

2.1 SVI 与 DO 含量的关系

控制好氧阶段的 DO 质量浓度在 $0.10 \sim 0.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 初期 N_s 控制在 0.10 d^{-1} 左右. 整个微膨胀期间的 SVI 和平均 DO 含量变化曲线如图 2 所示. 初始阶段 SVI 在 $200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 上下波动. 从图 2 看出 DO 含量对 SVI 的影响比较明显, 第 32 周期, 将 DO 质量浓度由 $0.20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 骤增到 $0.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, SVI 随之很快由 $200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 降到 $150 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$. 第 33~36 周期将 DO 质量浓度控制在 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, SVI 很快反弹到 $180 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$. 第 58 周期将 N_s 增到 0.22 d^{-1} , DO 质量浓度仍控制在 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 其间 SVI 稳定在 $200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右. 第 72 周期将 N_s 增到 0.27 d^{-1} . 由于 N_s 的增大, 尽管 DO 质量浓度仍在 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的低水平上, 但是丝状菌在和絮状菌的竞争中失去优势, SVI 在 20 周期内从 $200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 降到 $160 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$. 第

90 周期将 DO 质量浓度控制在 $0.15 \sim 0.20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的极低范围, SVI 终于出现反弹迹象, 第 100 周期回升到 $188 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 但随后又开始下降. 由于 DO 已降到极限值, 因此在该 N_s 条件下, 单独靠低 DO 已不能有效地控制污泥沉降性. 第 116 周期将 N_s 增到 0.32 d^{-1} , 此阶段 DO 质量浓度控制在 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 与前面情况相似, 由于 N_s 过大, 低 DO 含量已不能维持污泥沉降性, 142 周期 SVI 已降到 $122 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$. 第 144 周期将 N_s 下调到 0.19 d^{-1} , DO 质量浓度提高到 $0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右. 尽管 DO 质量浓度比前段时间有所升高, 但是低 N_s 使丝状菌在和絮状菌的竞争中又强势起来, SVI 呈现升高趋势, 170 周期升到 $157 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 继续保持在污泥微膨胀状态.

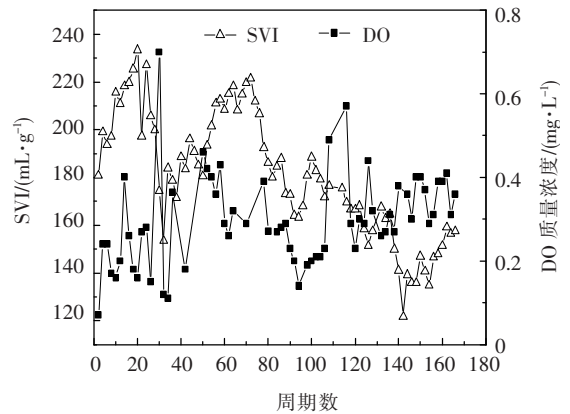


图2 微膨胀状态下 SVI 与 DO 含量变化图

2.2 SVI 与 N_s 的关系

N_s 与污泥膨胀间的关系比较复杂^[11], Pipes 调查了 32 个活性污泥处理厂, 发现 N_s 在 $0.25 \sim 0.45 \text{ d}^{-1}$ 范围内污泥沉降性能好. Chao 和 Keinath^[12] 在研究中发现 N_s 在 $0.6 \sim 1.3 \text{ d}^{-1}$ 和大于 1.8 d^{-1} 时易发生污泥膨胀. 德国一研究组经过多年的调查研究指出, 当完全混合式曝气池中比较频繁地出现污泥膨胀时, 其 N_s 小于 0.05 d^{-1} . 图 3 显示了微膨胀期间 N_s 和 SVI 之间的关系.

可以看出 N_s 与 SVI 之间呈现出较好负相关性. 实验前 40 周期, N_s 维持在 $0.05 \sim 0.10 \text{ d}^{-1}$, 其间 SVI 在 $200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 上下浮动, 其中 SVI 从第 32 周期开始大幅降到 $150 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 又逐渐反弹至 $200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$. 从前面分析可知, 该波动是由 DO 含量引起的. 从第 46 周期, 当 N_s 在 $0.10 \sim 0.15 \text{ d}^{-1}$, DO 质量浓度在 $0.30 \sim 0.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围内大幅波动时, SVI 稳定在 $200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右. 第 74 周期起, 当 N_s 在 $0.20 \sim 0.25 \text{ d}^{-1}$, DO 质量浓度在 $0.20 \sim 0.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, DO 含量和 N_s 的波动都会对沉降性产生较大影响, SVI 可短期

在 $150 \sim 200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 内大幅波动. 从第 120 周期, 当 N_s 大于 0.25 d^{-1} 时, 由于底物质量浓度较高, 絮状菌在和丝状菌的竞争中逐步取得优势, 单独靠降低 DO 质量浓度已无法改变 SVI 下降趋势. 为了维持微膨胀状态, 第 140 周期开始, 通过控制每周期结束后的排水体积, 将 N_s 下调到 $0.15 \sim 0.20 \text{ d}^{-1}$ 时, SVI 维持在 $150 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 上下, 此时 DO 质量浓度在 $0.20 \sim 0.40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 内波动不会影响污泥的沉降性, 污泥稳定维持在微膨胀状态. DO 质量浓度和 N_s 对 SVI 影响具体情况如表 3 所示.

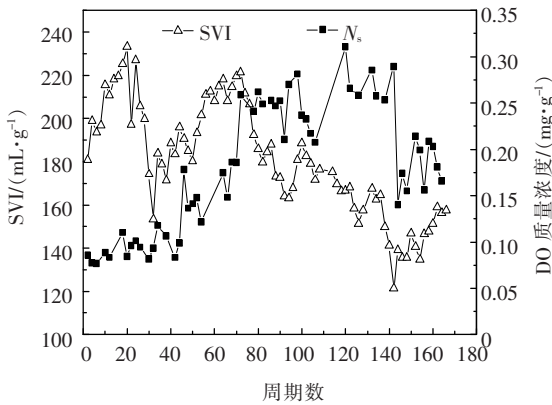


图 3 微膨胀状态下 SVI 与有机负荷变化图

表 3 有机负荷率和 DO 含量对 SVI 的影响

N_s/d^{-1}	DO 质量浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SVI/ ($\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$)	影响 权重
0.05 ~ 0.10	0.2 ~ 0.7	170 ~ 230	DO 大
0.10 ~ 0.20	0.3 ~ 0.7	150 ~ 200 (稳定)	一样
0.20 ~ 0.25	0.2 ~ 0.7	150 ~ 200 (不稳定)	一样
>0.25	0.2 ~ 0.7	难以维持微膨胀	N_s 大

2.3 污泥微膨胀状态下的脱氮特性

虽然 SBR 反应器长期处于低 DO 含量状态, 但是系统仍保持了理想的硝化效果, 平均氨氮去除率达 94.5%, 如图 4 所示. 试验期间观察到发生了明显的同步硝化反硝化(SND)现象^[13], 在整个污泥微膨胀期间, 平均 DO 质量浓度为 $0.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 与此同时平均 SND 率达到了 49.59%, 在一个反应周期内, 氮元素主要通过好氧阶段的 SND、缺氧阶段的反硝化、剩余污泥的排放等途径得到去除. 由图 5 可知, 在一个周期内通过 SND 作用可去除掉 20% 的氮.

SND 率 k 的计算方法如下:

$$k = \left(1 - \frac{\text{NO}_{x,\text{pd}}^-}{\text{NH}_{4,\text{d}}^+} \right) \times 100. \quad (3)$$

其中: $\text{NO}_{x,\text{pd}}^-$ 为系统好氧阶段出水与进水 NO_x^- 的质量浓度差, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{NH}_{4,\text{d}}^+$ 为系统好氧阶段进、出水中氨氮质量浓度变化减去同化和细胞衰减共

同作用的氨氮质量浓度变化, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

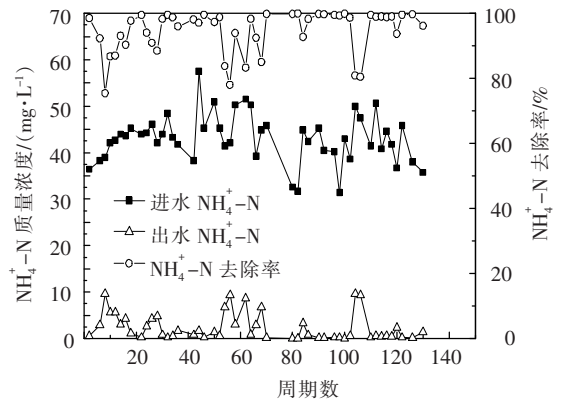


图 4 污泥微膨胀期间的氨氮去除效果

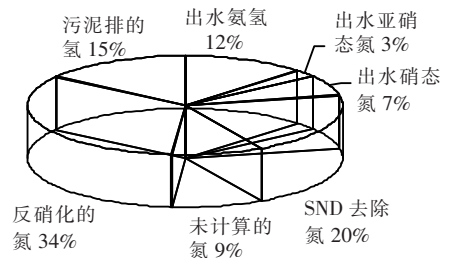


图 5 微膨胀状态下氮元素的物料平衡(质量组成)

2.4 污泥微膨胀状态下的 COD 去除特性

进水 COD 平均为 $301.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水为 $64.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 去除率一直维持在 70% ~ 80%, 如图 6 所示. 本文认为, 导致该现象发生的主要原因有两点: 1) 低 DO 含量低 N_s 条件下, 活性污泥生长速率缓慢, 不少细菌处于内源呼吸期, 其分解代谢作用产生了一些非可生物降解 COD; 2) 缺氧段投加的甲醇没有被完全利用掉. 以上两种情况都会导致出水 COD 的升高.

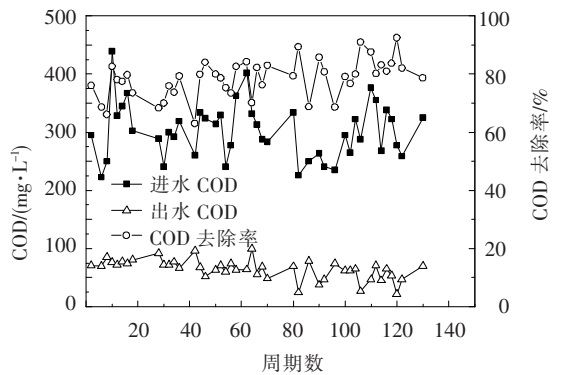


图 6 微膨胀状态下 COD 去除效果

2.5 污泥微膨胀状态下的除磷特性

系统在污泥微膨胀期间, 正磷平均去除率达到 86.08%, 如图 7 所示. 有趣的是 SBR 并没有设置厌氧段, 但是正磷仍然得到理想地去除, 分析主要有两部分原因. 1) 活性污泥出于自身的生长需要会同化掉一部分磷. 按进水比为 1:2 计算 (12 L

反应器进 4 L 水), 原水的 $301.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{COD}$ 和上周期反应后残余的 $64.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{COD}$ 经过瞬时混合之后为 $143.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{COD}$, 减去出水的 $64.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{COD}$, 实际去除的 COD 为 $78.91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 按微生物组分的 C/P 比为 100:1 计算, 会同化掉 $0.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的正磷, 占去除总磷的 67.5%; 2) 好氧初期存在释磷现象, 系统中富集了一定数量的聚磷菌。

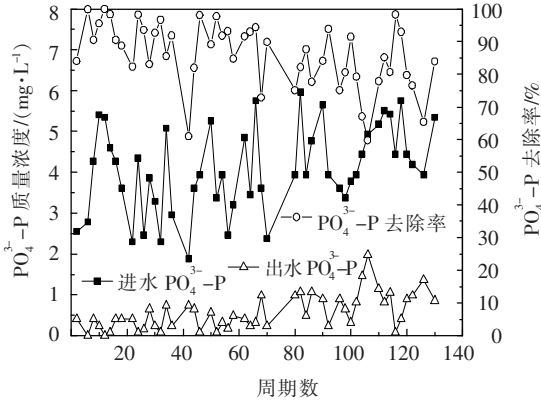


图 7 微膨胀状态下的正磷去除效果

从反应过程的 ORP 变化曲线上可以看到, 曝气初期 ORP 曲线呈现明显下降趋势, 这表明在此阶段, 活性污泥中的聚磷菌吸收新鲜污水中的小分子有机酸, 在曝气情况下出现释磷现象^[14]. 分析其原因可能是在 DO 含量很低的情况下, 氧扩散受到限制, 活性污泥絮体内存在着 DO 质量浓度梯度, 导致絮体内部出现厌氧区, 发生释磷现象. 随着曝气时间的延长, DO 逐扩散进入絮体内部, 聚磷菌开始过量吸磷。

2.6 生物相的观察

在微膨胀期间, SVI 大多为 $150 \sim 200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$. 沉淀阶段的污泥紧密厚实, 不像沉降性能很好时的污泥那样致密细小, 也不像严重膨胀时的污泥那样疏松多孔. 活性污泥中丝状菌所占比例适中, 能够在沉降时有效地网捕卷扫水中的微小悬浮物, 使沉后水非常清澈。

3 结论

1) 低溶解氧污泥微膨胀是一种节能、降低出水 SS 的新技术, 是处理污泥膨胀的新理念。

2) 当 N_s 在 $0.05 \sim 0.10 \text{ d}^{-1}$ 时, DO 含量对污泥沉降性影响显著; 当 N_s 在 $0.10 \sim 0.20 \text{ d}^{-1}$, DO 质量浓度在 $0.30 \sim 0.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SVI 可在 $150 \sim 200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 内任意小范围内保持稳定; 当 N_s 在 $0.20 \sim 0.25 \text{ d}^{-1}$, DO 质量浓度在 $0.20 \sim 0.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SVI 在 $150 \sim 200 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 内波动明显; 当 N_s 大于 0.25 d^{-1} 时, 单独靠降低 DO 含

量已经不能维持污泥微膨胀状态。

3) 低氧微膨胀并不会影响系统的硝化效果, 且存在明显的 SND 现象, 由氮的物料平衡可知, 每周期可通过 SND 作用去除掉 20% 的氮。

4) 低氧微膨胀状态下曝气前期出现释磷现象, 系统内能够聚集少量聚磷菌。

参考文献:

- [1] MARTINS A M P, PAGILLA K. Filamentous bulking sludge—a critical review [J]. *Water Res*, 2004, 38: 793–817.
- [2] ALEJANDRO C, LEDA G, NOEMI Z. 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.
- [3] 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.
- [4] ETTERER T, WILDERER P A. Generation and properties of aerobic granular sludge [J]. *Water Sci Technol*, 2001, 43 (3): 19–26.
- [5] 郝晓地, 陈新华, 戴吉, 等. 极具工程化潜力的好氧颗粒污泥技术 [J]. *中国给水排水*, 2006, 22 (8): 1–7.
- [6] ANDREW J S, HOON J. Density effects on activated sludge zone settling velocities [J]. *Water Research*, 2007, 41: 1814–1822.
- [7] LIN H, LU-KWANG J. Sludge settling and online NAD(P)H fluorescence profiles in wastewater treatment bioreactors operated at low dissolved oxygen concentrations [J]. *Wat Res*, 2007, 41: 1877–1884.
- [8] POLLICE A, TANDOI V, LESTINGI C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. *Wat Res*, 2002, 36 (10): 2541–2546.
- [9] MARSILI-LIBELLI S. Control of SBR switching by fuzzy pattern recognition [J]. *Wat Res*, 2006, 40: 1095–1107.
- [10] 王凯军. 高负荷活性污泥膨胀控制的试验研究 [J]. *给水排水*, 1999, 25(11): 30–33.
- [11] JEAN-JACQUES P, GILBERTE G. Influence of transient substrate overloads on the proliferation of filamentous bacterial populations in an activated sludge pilot plant [J]. *Wat Res*, 2001, 35 (1): 129–134.
- [12] CHAO A C, KEINATH T M. Influence of process loading intensity on sludge clarification and thickening characteristics [J]. *Water Research*, 1979, 13: 1214.
- [13] 闫骏, 王淑莹, 高守有, 等. 低溶解氧下 C/N 值生活污水的同步硝化反硝化 [J]. *中国给水排水*, 2007, 23 (3): 44–48.
- [14] 陈滢, 彭永臻, 杨向平, 等. 低溶解氧 SBR 除磷工艺的研究 [J]. *中国给水排水*, 2004, 20 (8): 40–42.

(编辑 魏希柱)