

丁永伟, 王琳, 王宝贞, 等. 悬浮态污泥的 SRT 对复合式 A²/O 工艺性能的影响 [J]. 环境科学学报, 2005, 25(12): 1608–1614

DING Yongwei, WANG Lin, WANG Baozhen, et al. Effects of Suspended Sludge SRT on hybrid A²/O pollutants removal performance [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(12): 1608–1614

悬浮态污泥的 SRT 对复合式 A²/O 工艺性能的影响

丁永伟¹, 王琳^{1,2}, 王宝贞^{1,*}

1. 哈尔滨工业大学市政及环境工程学院, 哈尔滨 150090

2. 中国海洋大学环境科学与工程学院, 青岛 266003

收稿日期: 2005-06-06

修回日期: 2005-09-02

录用日期: 2005-09-05

摘要: 采用厌氧/缺氧/好氧复合工艺(复合式 A²/O 工艺)及其对照工艺(传统 A²/O 工艺), 进行了悬浮态污泥 SRT 的变化对系统性能影响的试验研究. 结果表明, 悬浮态污泥浓度与其 SRT 的关系仍符合劳伦斯-麦卡蒂方程式的导出公式所反映的变化趋势, 但其同时和反应器中填料上的生物膜数量呈相反变化趋势. 在总 HRT 为 12.76 h, COD 容积负荷小于 $1.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 、TKN 容积负荷小于 $0.13 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 、悬浮态污泥 SRT 为 25~5 d、水温为 12~15℃ 时, 悬浮态污泥 SRT 的变化对 COD 的去除几乎没有影响, 出水 COD 均小于 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 但 SRT 的变化对氮和磷的去除有较大的影响, 当悬浮态污泥 SRT 大于 10 d 时, 出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 TN 浓度分别低于 $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 随 SRT 的增大, TP 的去除效率下降; 附着态生物膜参与硝化过程, 能够提高系统总的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率 20%~30%. 悬浮态污泥 SRT 宜控制为 10~15 d, 这可在一定程度上解决或缓解传统 A²/O 工艺中硝化和除磷过程对污泥龄要求的矛盾.

关键词: 除磷; 脱氮; 传统 A²/O 工艺; 复合式 A²/O 工艺; 污泥龄

文章编号: 0253-2468(2005)12-1608-07

中图分类号: X703

文献标识码: A

Effects of Suspended Sludge SRT on hybrid A²/O pollutants removal performance

DING Yongwei¹, WANG Lin^{1,2}, WANG Baozhen^{1,*}

1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090

2. School of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266003

Received 6 June 2005; received in revised form 2 September 2005; accepted 5 September 2005

Abstract: The pilot experimental study on the performance of the hybrid anaerobic/anoxic/aerobic (hybrid A²/O) system was conducted in comparison with the conventional A²/O process with the emphasis on the effects of suspended sludge retention time (SRT) on pollutants removal. The results indicated that the relation between the mixed liquid suspended sludge concentration (MLSS) and SRT was in keeping with the variation trend expressed by the formula derived from the Lawrence–McCarty equation, and the MLSS in suspended was found decreasing with the increasing of biofilm quantity attached carrier. Under the condition of that total HRT 12.76 h, COD volumetric loading rate $\leq 1.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, TKN $\leq 0.13 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, SRT 25~5 d and water temperature 12~15℃, the variation of SRT had little effect on COD removal, and the effluent COD concentration was below $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The change of SRT had distinct effect on nitrogen and phosphorus removal. For the suspended sludge SRT no less than 10d, the effluent $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and TN concentration were below $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively. The phosphorus removal rate decreased with increasing of SRT. Attached biofilm participated in nitrification, which improved $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ removal rate by 20%~30%. The SRT should be controlled for 10~15 d, which optimally compromised the conflict in SRT between nitrogen and phosphorus removal of conventional A²/O process.

Keywords: nitrogen removal; phosphorus removal; conventional A²/O; hybrid A²/O process; SRT

SRT 是活性污泥工艺设计和运行的主要控制参数之一. 在传统生物同步脱氮除磷工艺中, 由于 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 硝化和生物除磷过程所需的最优 SRT 存在冲突, 合适的 SRT 选择更是至关重要, 这也是运行控制的难点(华光辉, 2000; 张杰, 2003). 在复合式工艺中, 由于附着态生物膜的 SRT 相对独立, 其硝化

速率受悬浮态污泥 SRT 的影响较小(You, 2003; 吴立波, 1999), 所以有望缓解或解决这些冲突和难点(Su, 1996, 1997; Chuang, 1997).

Su(1997)等在传统 A²/O 工艺的厌氧区、缺氧区和好氧区全部加入生物转盘, 通过改变系统有机容积负荷和反应器的 HRT 来考察工艺对氮和磷的去

作者简介: 丁永伟(1975—), 男, 博士研究生; * 通讯作者(责任作者)

Biography: DING Yongwei(1975—), male, Ph. D. candidate; * Corresponding author

除效果,证明系统可以运行在较低悬浮态污泥 SRT 条件下保证磷的去除,但不会降低系统的硝化和反硝化能力. Chuang 等(1997)在传统 A²/O 工艺的好氧区加入生物转盘构成 TNCU-1 工艺,研究了 SRT 和 DO 对氮和磷的去除效果,结果表明 TN 的去除对 SRT 的依赖性较大,随 SRT 的增大,去除率升高; SRT 为 10 d 时污泥具有最大的厌氧释放和好氧过量吸收磷的能力. You 等(2003)通过克隆变性梯度凝胶电泳技术 (cloning-denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE)) 和荧光原位杂交技术 (fluorescent in-situ hybridization (FISH)) 研究了 TNCU-1 工艺中硝化细菌的丰度,结果表明 TNCU-1 工艺的悬浮态污泥中氨氧化细菌的比例是传统 A²/O 工艺的 3.2(根据克隆 DGGE 技术)和 2.6(根据 FISH 技术)倍,这证明采用该工艺可以提高传统 A²/O 工艺中硝化细菌的丰度和系统的硝化性能,可以缩小曝气池容积,减少曝气所需能量和剩余污泥产量.

在复合式工艺中,虽然存在附着态生物膜,但工艺运行管理较易控制的参数是悬浮态污泥 SRT. 由于附着态生物膜的数量和 SRT 具有相对独立的特性,悬浮态污泥 SRT 的调整对复合式工艺整体性能的影响会不同于单纯的活性污泥工艺,但鲜见有关详细的文献报道. 为此,本研究采用复合式 A²/O 工艺及其对照工艺(传统 A²/O 工艺),在系统有机容积负荷和反应器 HRT 固定的条件下,分析和讨论悬浮态污泥 SRT 的变化对复合式 A²/O 工艺性能的影响及合适 SRT 的选择.

1 材料和方法 (Materials and methods)

1.1 试验装置

试验流程如图 1 所示,采用 2 套相同的由透明有机玻璃制成的试验装置,一套在好氧段投加浮动载体,一套不投加载体作为对照,厌氧段、缺氧段和好氧段的容积分别为 4L、8L 和 12L,其比例为 1:2:3. 反应器共分为 6 格,模拟实际生产的推流式运行. 厌氧和缺氧池内设有搅拌器,好氧池内以粘砂块作为曝气装置,鼓风机曝气. 2 套装置共用一个贮水桶,进水、污泥回流与混和液回流均由蠕动泵来完成.

1.2 填料的选择及其数量

浮动载体作为复合式工艺中的填料,在反应器中具有较好的流化效果,能够保证高效的传质过程,避免了短流及由微生物生长和悬浮固体造成的填料堵塞现象. 本研究选用了一种聚氨酯网状海绵作为

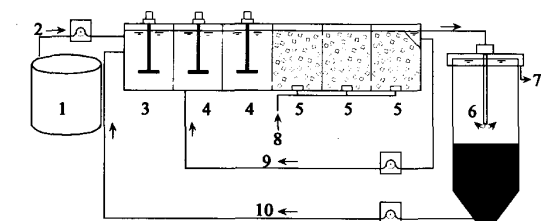


图 1 试验流程示意图(1. 进水贮水桶;2. 进水;3. 厌氧段;4. 缺氧段;5. 好氧段;6. 二沉池;7. 出水;8. 曝气;9. 混合液回流;10. 污泥回流)

Fig.1 Schematic diagram of pilot tests (1. Tank (V = 250 L); 2. Influent; 3. Anaerobic zone; 4. Anoxic zone; 5. Oxic zone; 6. Secondary sedimentation tank (V = 25 L); 7. Effluent; 8. Aeration; 9. Mixed liquid recycle; 10. Sludge return)

浮动载体,它是一种常见的过滤器材,类似 Linpor 填料,孔隙率高达 97%. 其吸水饱和后比重接近于 1,在曝气条件下能够在水中流化. 填料规格选用了 30 PPI(每英寸长内排列孔的个数),将其切割成 12.5 mm × 12.5 mm × 12.5 mm 的方块. 以不影响载体的浮动为原则,经过多次观察调整后,本试验中采用了 20% 的填充比,共 1200 块填料.

1.3 试验用水

采用了南方某小城镇污水处理厂沉砂池出水作为试验用水,通过添加淀粉、NH₄Cl 和 KH₂PO₄ 来调节各项污染物的浓度,试验水质指标见表 1.

Table 1 The major components of wastewater used in pilot tests			
项目	浓度/(mg·L ⁻¹)	项目	浓度/(mg·L ⁻¹)
总 COD	284 ~ 604	TP	2.7 ~ 8.9
溶解性 COD	219 ~ 527	PO ₄ ³⁻ -P	1.5 ~ 7.2
TN	33.3 ~ 76.1	SS	31 ~ 173
NH ₄ ⁺ -N	24.6 ~ 64.9	碱度(以 CaCO ₃ 计)	157 ~ 204

1.4 试验方法

取该污水厂曝气池内的具有硝化功能的污泥进行接种,使 2 个反应器中初始悬浮态污泥浓度 (MLSS) 约为 3000 mg·L⁻¹, 约 30 d 后系统培养驯化成功,进入稳定运行状态. 进水流量为 1.88 L·h⁻¹, 反应器总 HRT 为 12.76 h, 厌氧段、缺氧段和好氧段 HRT 分别为 2.13 h、4.26 h 和 6.38 h. 污泥回流比 100%, 混和液回流比 200%. 水温为 12 ~ 15℃, 维持好氧段溶解氧浓度为 2 ~ 5 mg·L⁻¹.

表 2 为各试验段的工况. 通过在好氧段直接排放混和液的方法排放剩余污泥(仅为悬浮态污泥), 依次进行 SRT 约 25 d、15 d 和 5 d 的试验. 在 SRT 为 5d 的试验结束后, 又将其调高至约 10 d, 进行了较

大 C/N 和 C/P 条件下的试验. SRT 的计算方法为反应器中总的悬浮态污泥量(对于复合式 A²/O 工艺, 不计算填料上附着态微生物的量)除以每日排放的剩余污泥量. 对试验进水中 COD 进行较为稳定的控制, 使 2 个工艺的有机容积负荷尽可能恒定. 每日测

定进出水 COD、好氧段悬浮态污泥浓度 (MLSS)、水温 and 溶解氧, 其它水质指标在每次进水贮水桶配水后的第 3 日取样测定 (保证该次配水维持系统运行约 48 h). 取试验末期连续的 10 组数据作为讨论分析的依据.

表 2 各试验段工况

Table 2 The operating conditions of the pilot tests

试验段	运行时间/d	SRT/d	进水污染物/(mg·L ⁻¹) ^②					
			COD	TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	TP
1	123 ^①	25	431.3 ± 21.7	42.5 ± 13.5	31.4 ± 10.7	0 ± 0	0.05 ± 0.03	6.7 ± 1.9
2	76	15	414.5 ± 51.8	47.3 ± 10.3	35.7 ± 10.2	0 ± 0	0.06 ± 0.03	7.4 ± 1.4
3	57	5	435.6 ± 42.4	47.6 ± 16.9	38.7 ± 17.5	0 ± 0	0.11 ± 0.03	3.8 ± 1.0
4	78	10	569.6 ± 50.9	55.9 ± 7.5	41.9 ± 6.5	0 ± 0	0.20 ± 0.05	6.5 ± 1.0

注: ① 包含培养期的 30 d, 培养期也按 SRT 为 25 d 排泥; ② 表示方法为均值 ± 标准偏差 ($\bar{x} \pm s$).

1.5 测定及分析方法

水质按“水和废水监测分析方法”分析 (国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会, 2002).

比硝化速率 (SNR) (Holm Kristensen, 1992) 的测定: 取反应器中 1 L 的污泥混合液加入 1 L NH₄Cl 溶液, 配成 NH₄⁺-N 含量为 100 mg·L⁻¹ 的混合液, 维持溶解氧约为 7 mg·L⁻¹, 持续曝气. 在 0, 1, 2, 3, 4, 5 和 6 h 时取样测定其中的 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 的含量. 根据测定的结果计算单位质量的悬浮态污泥的 SNR (mg·g⁻¹·h⁻¹). 在每个试验段末期, 6 d 测定一次, 共测定 5 次.

统计学分析所用软件为 SPSS12.0, 组间显著性分析采用单因素方差分析, $P < 0.05$ 为有统计学意义.

2 试验结果 (Results)

表 3 是不同悬浮态污泥 SRT 工况下, 2 个工艺悬浮态污泥浓度 (MLSS) 的变化情况. 总体上, 随 SRT 的降低, 复合式 A²/O 和对照工艺的 MLSS 均降低, 这符合劳伦斯-麦卡蒂方程式的导出公式 (顾夏声, 1993) 所反映的变化趋势. 除 SRT 为 5 d 的工况外, 其余工况中复合式 A²/O 工艺的 MLSS 低于对照工艺的 MLSS.

表 3 悬浮态污泥浓度 (MLSS) 的变化情况

Table 3 The suspended sludge concentration (MLSS) variation

组别	MLSS/(mg·L ⁻¹)			
	SRT = 25 d	SRT = 15 d	SRT = 5 d	SRT = 10 d
对照工艺	2 241 ± 60	1 856 ± 68	1 230 ± 51	1 742 ± 72
复合式 A ² /O 工艺	2 173 ± 64*	1 782 ± 68*	1 228 ± 58	1 646 ± 69*

* 与对照工艺比较 $P < 0.05$

图 2 是不同悬浮态污泥 SRT 工况下, 2 个工艺出水各项污染物的浓度变化. 除了在 SRT 为 10 d 的工况中, 当 COD 容积负荷超过 1.5 kg·m⁻³·d⁻¹ 时, 复合式 A²/O 工艺和对照工艺的出水 COD 有略微升高, 且后者高于前者约 8 mg·L⁻¹ 外, SRT 的变化对 2 个工艺出水 COD 几乎没有影响, 且二者之间没有差异, 均小于 50 mg·L⁻¹.

随 SRT 的缩短, 复合式 A²/O 工艺的硝化效果降低, 且和对照试验的差别也减小, 至 SRT 为 5 d 的试验段, 二者硝化效果几乎相同. 当系统运行在 SRT 不小于 10 d 的条件下时, 复合式 A²/O 工艺的 NH₄⁺-N 去除率高出对照工艺 20% ~ 30%. 当进水 TKN 容积负荷不超过 0.13 kg·m⁻³·d⁻¹ 时 (SRT 为 10 d 的工况), 复合式 A²/O 工艺出水 NH₄⁺-N 浓度大部分在 15 mg·L⁻¹ 以下, 能够满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 中一级标准的要求. 除 SRT 为 5 d 的工况外, 复合式 A²/O 工艺 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 的积累明显高于对照工艺.

TN 的变化趋势与 NH₄⁺-N 相似, 当 SRT 不低于 10 d、进水 TKN 容积负荷不超过 0.13 kg·m⁻³·d⁻¹ 时, 复合式 A²/O 工艺出水 TN 小于 20 mg·L⁻¹, 去除率高于对照试验 10%.

总体上, 随 SRT 的减小和 C/N、C/P 的增大, TP 的去除率升高; 当 SRT 大于 15 d 时, 复合式 A²/O 工艺对 TP 的去除效果差于对照工艺, 当 SRT 小于 10 d 且平均 C/N、C/P 大于 10、88 时, 二者具有几乎相同的较低的出水 TP 浓度.

表 4 是不同试验段 2 个工艺悬浮态污泥 SNR 的

变化情况. 随悬浮态污泥 SRT 的降低, 2 个工艺的 SNR 均降低. 在 SRT 为 25 d 和 15 d 的工况中, 复合式 A²/O 工艺的 SNR 低于对照工艺的 SNR, 其余工况二者没有差异.

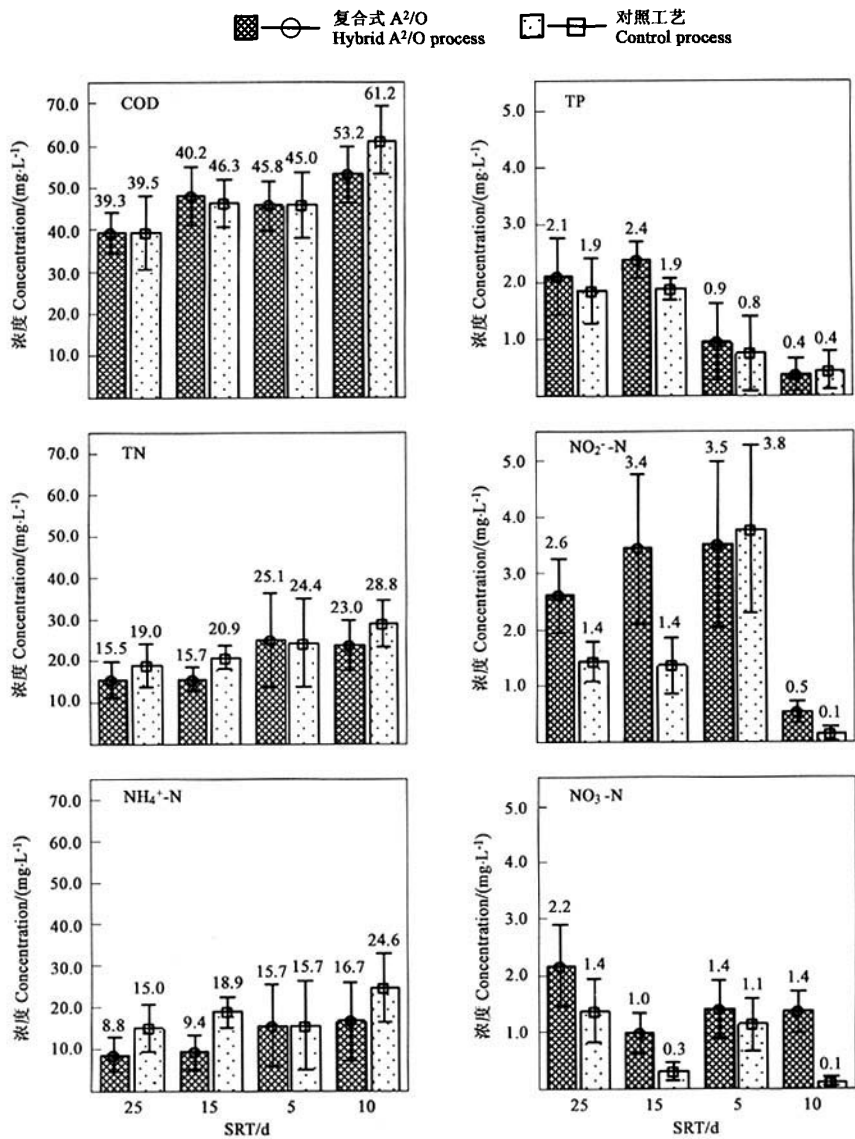


图2 出水各项污染物的浓度变化(条图及上方数字表示均值,误差条表示均值 95% 的可信区间)

Fig.2 The effluent pollutants concentration variation(Bars and above values show means, error bars show 95% CI of mean)

表 4 不同试验段悬浮态污泥 SNR 的变化情况
(水温 $\theta = (16 \pm 1) ^\circ\text{C}$)

组别	SNR/(mg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)			
	SRT = 25 d	SRT = 15 d	SRT = 5 d	SRT = 10 d
对照工艺	2.21 ± 0.19	1.98 ± 0.20	1.30 ± 0.27	1.74 ± 0.19
复合式 A ² /O 工艺	1.88 ± 0.13 *	1.65 ± 0.17 *	1.23 ± 0.17	1.58 ± 0.23

* 与对照工艺比较 $P < 0.05$

3 讨论 (Discussion)

Moharram Fouad 等(2005)通过理论分析和实验验证给出了复合式工艺中悬浮态污泥浓度 (MLSS) 和 SRT 及有机负荷的关系式,式(1)表明,悬浮态污泥浓度和系统中附着态微生物的量、水力剪切力的强度、基质在生物膜内的传递速率等因素有关.劳伦斯-麦卡蒂方程式的导出公式是式(1)中 $\alpha = J = 0$

(完全悬浮生长)时的边界条件状态. 尽管式(1)很难给出较为直接清晰的关系, 但对于特定的污水, 在恒定的有机容积负荷和悬浮态污泥 SRT 条件下, 悬浮态污泥浓度 (X) 和反应器中填料的数量 (式 1 中 α 值) 呈相反变化趋势. 也就是说, 反应器中生物膜可附着的填料越多, 悬浮态污泥量越少, 微生物有优先在填料上附着生长的趋势, 其边界条件状态 ($X = \theta_c = 0$) 就是完全附着生长 (生物膜工艺). 在用淹没式生物膜 (生物接触氧化) 工艺处理低浓度污水或微污染水源水时, 系统中的悬浮态污泥量远小于附着态生物膜的量, 且二沉池中沉淀的污泥以脱落的生物膜为主, 这验证了上述边界条件状态的结论. 从表 3 中可以看出, 在 SRT 为 25 d、15 d 和 10 d 的工况下, 复合式 A²/O 工艺的 MLSS 低于对照工艺的 MLSS, 这符合式(1)的结论; 但在 SRT = 5 d 的试验中, 复合式 A²/O 工艺的 MLSS 和对照试验没有差异, 这说明当 SRT 运行在较低值时, 其对 MLSS 的影响程度要大于填料数量 (式 1 中 α 值) 对 MLSS 的影响. 总之, 在复合式 A²/O 工艺中, 由于微生物优先附着生长, 当悬浮态污泥 SRT 大于 5 d 时, 和该 SRT 相对应的 MLSS 低于传统 A²/O 工艺.

$$X = \frac{Y(S_0 - S_e) - \alpha Y J K_d / b_i}{t(1/\theta_c + K_d)} \quad (1)$$

式中, X 为悬浮态污泥浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Y 为产率系数; S_0 、 S_e 为反应器进、出水基质浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; θ_c 为悬浮态污泥的泥龄 (SRT), d; t 为水力停留时间 (HRT), d; K_d 为衰减系数, d^{-1} ; α 为反应器内填料的比表面积, $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$; J 为生物膜的基质传递速率, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; b_i 为级衰减系数和比剪切损失率的和 ($b_i = K_d + b_s$), d^{-1} ; b_s 为比剪切损失率, d^{-1} .

对于厚层的生物膜来说, 基质在生物膜内扩散速率是整个生化反应速率的限制步骤 (刘雨, 2000). 赵庆良 (2000) 的精确试验证明在复合式工艺中, 附着态生物膜的传质阻力大于悬浮态活性污泥, 造成前者的活性 (比氧吸收速率) 低于后者. 因此, 在复合式工艺中, 当系统有机负荷升高时, 悬浮态污泥会比附着态生物膜先受到影响, 具体表现悬浮态污泥比氧吸收速率的升高和比硝化速率 (SNR) 的下降, 这缓冲了有机负荷升高对附着态生物膜的硝化性能的负面影响, 保证了工艺整体的硝化效果. 从表 4 中可以看出, 随 SRT 的降低, 2 个工艺中悬浮态污泥的 SNR 均降低, 这是由于 SRT 的减小降低了 MLSS, 提高了悬浮态污泥的有机负荷, 抑制了污泥的硝化性

能, 这种变化趋势符合上述的分析. 在 SRT 为 25 d 和 15 d 的工况中, 复合式 A²/O 工艺悬浮态污泥 SNR 低于对照工艺, 这是由于复合式 A²/O 工艺中 MLSS 低于对照工艺, 其悬浮态污泥的有机负荷较高所致. 同时可以看出随 SRT 的降低, 2 个工艺悬浮态污泥 SNR 的差异减小, SRT 为 10 d 和 5 d 工况的 SNR 没有差异, 这可能是在较低 SRT 工况下, 悬浮态污泥的有机负荷较高, 2 个工艺 MLSS 的差异 (SRT 为 10 d 的工况有差异, SRT 为 5 d 的工况无差异) 不足以造成它们 SNR 的差异. 虽然复合式 A²/O 工艺中 MLSS 和悬浮态污泥 SNR 均不大于对照工艺, 但其整体硝化效果优于对照工艺 20% ~ 30% (见图 3), 这说明附着态生物膜参与系统的硝化过程, 并且硝化细菌有优先在载体上附着生长的可能 (Wanner, 1988). 总之, 在复合式 A²/O 工艺中, 由于附着态的生物膜参与硝化过程, 悬浮态污泥 SRT 的减小对系统整体硝化效果的降低程度要低于传统的 A²/O 工艺.

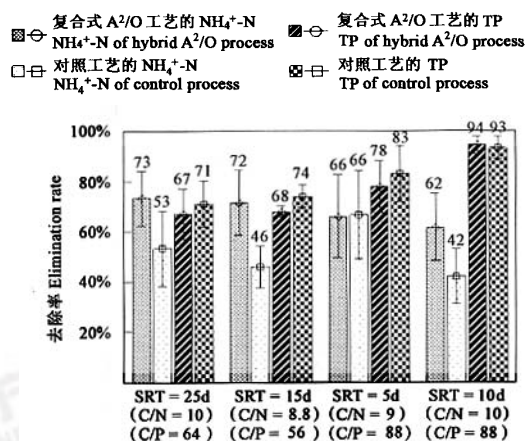


图 3 不同试验段 NH_4^+ -N 和 TP 去除率的对比变化 (条图及上方数字表示均值, 误差条表示均值 95% 的可信区间; C/N 和 C/P 中的 'C' 以 COD 计)

Fig. 3 The elimination rate contrast variation of NH_4^+ -N and TP in different pilot study phases (Bars and above values show Means. Error Bars show 95% CI of Mean; The 'C' of C/N and C/P calculated by COD)

对于普通的同步脱氮除磷工艺, 污泥龄的选择应遵循以下原则: 在维持系统较好 NH_4^+ -N 硝化和 TN 去除效果的前提下, 尽量缩短污泥龄以求磷能尽快通过剩余污泥的排放得到高效去除. 图 3 为不同试验段 NH_4^+ -N 和 TP 去除率的对比变化, 从图中可以看出, 在 SRT 为 10 d 的工况中, 复合式 A²/O 工艺

在维持和对照试验几乎相同、且去除率高达 94% 的 TP 去除效果的同时,其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率高于对照试验 20%,说明此时复合式 A²/O 工艺能够在一定程度上解决或缓解传统 A²/O 工艺中硝化和除磷过程对污泥龄要求的矛盾.在 SRT 为 25 d 和 15 d 的试验中,尽管复合式 A²/O 工艺的硝化效果优于对照工艺,但是由于反硝化碳源不足,造成前者系统中硝态氮积累高于后者(见图 2),系统脱氮和除磷间的矛盾由污泥龄的冲突转向碳源和硝酸盐的抑制和干扰问题.在较高 C/N 和 C/P 的 SRT 为 10 d 的试验段中,此问题得到解决,系统具有高效的脱氮除磷效果.因此,对于碳源不足的污水,该复合式 A²/O 工艺可考虑采用 UCT(University of Capetown)或改良型 UCT 工艺运行,以消除回流污泥中的硝态氮对厌氧释磷过程的干扰.在 SRT 为 5 d 的试验段中,2 个工艺的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 硝化效果没有差异,这说明在复合式 A²/O 工艺中,填料上的生物膜不能完全独立发挥作用,在较低 SRT(对应较高的污泥有机负荷)工况下,其硝化性能仍然会受到抑制,最终使系统整体硝化效果与对照工艺无差异.总之,在复合式 A²/O 工艺中,由于附着态生物膜 SRT 相对独立,悬浮态污泥 SRT 的调整对生物膜硝化性能的影响较小,这有利于获得氮和磷的同时最优去除效果.

A²/O 工艺中厌氧区的作用主要有两个:第一,为除磷菌提供选择性环境;第二,提供厌氧环境,使进水中的大分子物质水解为除磷脱氮过程必需的挥发性脂肪酸(VFAs).当进水中 VFAs 含量少时,水解过程是整个厌氧区的生化反应速率的限制步骤,需要有较大的生物量和较长的接触时间来完成.缺氧区的作用是完成反硝化菌的选择,实现脱氮.在本试验采用的复合式 A²/O 工艺中,厌氧区和缺氧区内的生化反应过程均由悬浮态污泥来完成,尽管填料的存在提高了系统的硝化效果,但同时也会降低悬浮态污泥浓度(MLSS),从而影响到系统的反硝化脱氮和除磷效果,因此,悬浮态污泥 SRT 不能过低,否则会更加降低悬浮态污泥浓度,使上述情况更加恶化.图 4 是不同试验段氮在 2 个工艺中的转化情况,从图中可以看出,SRT 为 5 d 试验段氨氮的转化(进水 TKN 向出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化)程度最低,但该试验段中硝态氮的积累又最为明显,这可能是填料存在和 SRT 过低导致 MLSS 太低造成的.因此,在实际应用中,可考虑在厌氧区和缺氧区也投加部分填料.Su (1996)的研究结果表明厌氧池中的填料能够提高其

中慢速可生物降解有机物(颗粒性有机物)的水解程度,可以为生物除磷和反硝化提供更多的可利用有机碳源;缺氧区的填料也起到强化该区反硝化效果的作用.总之,在复合式 A²/O 工艺中,悬浮态污泥 SRT 的选择和填料数量的确定不但要考虑硝化的增强程度,还要考虑悬浮态污泥浓度降低对反硝化脱氮和除磷的负面影响.

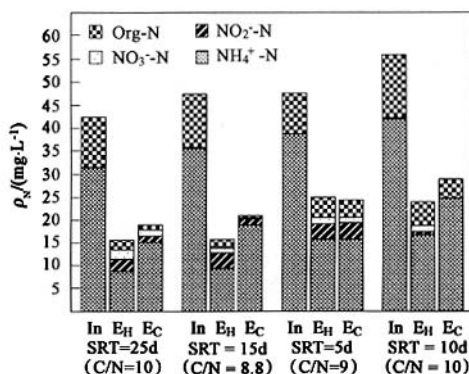


图 4 不同试验段氮的转化情况('In'为进水,'E_H'为复合式 A²/O 工艺出水,'E_C'为对照试验出水;C/N 和 C/P 中的 'C' 以 COD 计)

Fig. 4 The transformation of nitrogen in different pilot study phases('In' showing influent, 'E_H' showing effluent of hybrid A²/O process, 'E_C' showing effluent of control process; The 'C' of C/N and C/P calculated by COD)

4 结论(Conclusions)

1)在总 HRT = 12.76 h、COD 容积负荷小于 1.5 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 、TKN 容积负荷小于 0.13 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 、悬浮态污泥 SRT 为 25 ~ 5 d、水温 12 ~ 15℃ 时,悬浮态污泥 SRT 的变化对 COD 的去除几乎没有影响,出水 COD 小于 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;但悬浮态污泥 SRT 的变化对氮和磷的去除有较大的影响,当悬浮态污泥 SRT 大于 10d 时,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 浓度分别低于 15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,TP 的去除和悬浮态污泥 SRT 呈相反变化趋势.

2)在复合式 A²/O 工艺中,由于微生物优先附着生长,当悬浮态污泥 SRT 大于 5 d 时,和该 SRT 相对应的悬浮态污泥浓度低于传统 A²/O 工艺.

3)在复合式 A²/O 工艺中,附着态生物膜参与硝化过程,能够提高系统总的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率 20% ~ 30%.

4)考虑到氮和磷的同时最佳去除效果,悬浮态污泥 SRT 易控制在 10 ~ 15 d 之间,这可在一定程度

上解决或缓解传统 A^2/O 工艺中硝化和除磷过程对污泥龄要求的矛盾。

5)在复合式 A^2/O 工艺中,悬浮态污泥 SRT 的选择和填料数量的确定不但要考虑硝化的增强程度,还要考虑悬浮态污泥浓度降低对反硝化脱氮和除磷的负面影响。

通讯作者简介:王宝贞,男,哈尔滨工业大学教授,博士生导师,研究方向:水污染控制理论与技术.E-mail: Baozhen@public.hr.hl.cn.

参考文献 (References):

- Chuang, S H, Ouyang, C F, Yuang, H C, *et al.* 1997. Effects of SRT and DO on Nutrient Removal in a Combined AS-Biofilm Process[J]. *Wat Sci Tech*, 36(12):19—27
- Gu X S. 1993. Mathematical Mode of Wastewater Biological Treatment[J]. Beijing:Tsinghua University Press, 65 (in Chinese)
- Holm Kristensen, G Elberg Jorgensen P, Henze M. 1992. Characterization of Functional Microorgansim Groups and Substrate in Activated Sludge and Wastewater by AUR, NUR and OUR[J]. *Wat Sci Tech*, 25(6):43—57
- Hua G H, Zhang B. 2000. Contradiction and Measures in Biological N and P Removal of Municipal Wastewater Treatment[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 26(12):1—4 (in Chinese)
- Liu Y, Li Y X, Zhao Q L. 2000. Wastewater Treatment Process——Biofilm [J]. Beijing:China Architecture & Building Press, 62 (in Chinese)
- Moharram Fouad, Renu Bhargava. 2005. A Simplified Model for the Steady-state Biofilm-activated Sludge Reactor[J]. *Journal of Environmental Management*, 74:245—253
- SEPA. 2002. The methods for the monitoring and analysis of water and wastewater (The fourth edition) [J]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- Su J L, Ouyang C F. 1996. Nutrient Removal Using a Combined process with Activated Sludge and Fixed Biofilm[J]. *Wat Sci Tech*, 34(1-2): 477—486
- Su J L, Ouyang C F. 1997. Advanced Biological Enhanced Nutrient Removal Process by The Addition of Rotating Biological Contactors[J]. *Wat Sci Tech*, 35(8):153—160
- Wanner Kucman Gra. 1988. Activated Sludge Process Combined with Biofilm Cultivation[J]. *Water Research*, 22:207—215
- Wu L B, Wang J L, Qian Y, *et al.* 1999. Study on Nitrification and Denitrification of Sludge in Hybrid Biological Reactor[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 25(5):15—17 (in Chinese)
- You S J, Hsu C L, Chuang, S H, *et al.* 2003. Nitrification Efficiency and Nitrifying Bacteria Abundance in Combined AS-RBC and A^2/O System [J]. *Water Research*, 37:2281—2290
- Zhang J, Zang J H, Yang H, *et al.* 2003. A Study on the Inherent Shortcomings and Countermeasures of the A^2/O Process[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 29(3):22—26 (in Chinese)
- Zhao Q L, Huang R C. 2000. Biofilm characteristics in hybrid biological reactor[J]. *Environmental Pollution & Control*, 22(1):4—7 (in Chinese)
- 中文参考文献:**
- 顾夏声. 1993. 废水生物处理数学模式[J]. 北京:清华大学出版社,65
- 华光辉,张 波. 2000. 城市污水生物除磷脱氮工艺中的矛盾关系及对策[J]. 给水排水,26(12):1—4
- 刘 雨,李亚新,赵庆良. 2000. 生物膜法污水处理技术[J]. 北京:中国建筑工业出版社,62
- 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 2002. 水和废水监测分析方法(第四版)[J]. 北京:中国环境科学出版社
- 吴立波,王建龙,钱 易,等. 1999. 复合反应器污泥硝化与反硝化性能的研究[J]. 给水排水,25(5):15—17
- 张 杰,臧景红,杨 宏,等. 2003. A^2/O 工艺的固有欠缺和对策研究[J]. 给水排水,29(3):22—26
- 赵庆良,黄汝常. 2000. 复合式生物膜反应器中生物膜的特性[J]. 环境污染与防治,22(1):4—7