

doi:10.11918/j.issn.0367-6234.2015.02.015

末端间歇曝气 A²/O 工艺处理低碳氮(磷)比生活污水

罗亚红^{1,2}, 李 冬¹, 曾辉平¹, 蔡言安¹, 许 达¹, 张 杰^{1,3}

(1. 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室(北京工业大学),100124 北京;2.河南师范大学 环境学院,黄淮水环境与污染防治省部共建教育部重点实验室,河南省环境污染控制重点实验室,453007 河南 新乡;
3. 城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学),150090 哈尔滨)

摘 要:为提高 A²/O 工艺处理低碳氮(磷)比污水的同步脱氮除磷效率,使出水达到 GB18918—2002 一级 A 标准,采用 2 种模式 A²/O 工艺处理实验废水. 模式 1 为投加填料的 A²/O 工艺,反应器在优化工况 $t_{\text{HR}} = 8.2\text{ h}$ 、污泥回流比 $R = 80\%$ 、硝化液回流比 $r = 250\% \sim 300\%$ 、 $\rho(\text{DO}) = 1.5 \sim 0.5\text{ mg/L}$ 条件下运行,出水 TP 质量浓度仍超标. 模式 2 为模式 1 的改良——末端间歇曝气填料 A²/O 工艺,好氧段后增设 1 个间歇曝气段,并改变污泥回流和排泥方式,系统在长污泥龄 $t_{\text{SR}} = 22.3\text{ d}$ 、A²/O 段优化工况、间歇曝气段 $t_{\text{HR}} = 4\text{ h}$ 、曝气周期 1 h(曝气 1 min ($\rho(\text{DO}) = 0.3 \sim 0.5\text{ mg/L}$)、沉淀 59 min)的条件下, COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 和 TN 的平均去除率分别达 87.8%, 99.1%, 95.5%和 90.8%,出水亚硝化率在 70%以上,污泥中反硝化除磷菌与聚磷菌比达 95.65%. 系统实现了短程硝化反硝化途径的氮磷同步去除,出水满足国家一级 A 标准.

关键词:改良 A²/O 工艺;低碳氮比污水;反硝化除磷;短程硝化

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2015)02-0079-08

Treatment of low C/N (P) domestic sewage using terminal intermittent aeration A²/O technique

LUO Yahong^{1,2}, LI Dong¹, ZENG Huiping¹, CAI Yanan¹, XU Da¹, ZHANG Jie^{1,3}

(1.Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering(Beijing University of Technology), 100124 Beijing, China; 2.School of Environment, Henan Key Laboratory for Environmental Pollution Control, Key Laboratory for Yellow and Huai River Water Environmental and Pollution Control(Henan Normal University), Ministry of Education, 453007 Xinxiang, Henan, China; 3.State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment(Harbin Institute of Technology), 150090 Harbin, China)

Abstract: To enhance the simultaneous removal of nitrogen (N) and phosphorus (P) of low C/N (P) ratio sewage by A²/O technique, and ensure the effluent meet the first class level A standard of GB18918—2002, two patterns of A²/O technique were conducted to treat the experimental sewage. Pattern 1 was the A²/O technique with the carrier, under the optimized conditions of $t_{\text{HR}} = 8.2\text{ h}$, $R = 80\%$, $r = 250\% - 300\%$, $\rho(\text{DO}) = 1.5 - 0.5\text{ mg/L}$, the concentration of TP in effluent of the system still exceeded the standard. Pattern 2 was the improved pattern 1— terminal intermittent aeration A²/O technique with the carrier, which contained an intermittent aeration zone following the aerobic zone, meanwhile, the approaches of sludge return and discharge were changed. The novel system with the long t_{SR} of 22.3 d ran at the conditions of the optimal operating modes above-mentioned for A²/O zone, $t_{\text{HR}} = 4\text{ h}$ for the intermittent aeration zone, and the aeration cycle was 1 h; aeration time was 1 min ($\rho(\text{DO}) = 0.3 - 0.5\text{ mg/L}$) and settling time was 59 min. The operational results showed that the average removal rate of COD, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, TP and TN reached 87.8%, 99.1%, 95.5% and 90.8%, respectively. The nitrosation rate of the effluent was above 70%, and DPAO/PAO ratio in sludge was 95.65%, the final effluent of the system met the first class level A of the national standard through the pathway of shortcut nitrification and denitrifying nitrogen and phosphorus removal.

Keywords: improved A²/O technique; low C/N ratio sewage; denitrifying phosphorus removal; partial nitrification

收稿日期: 2014-03-06.
基金项目: 国家科技重大专项水专项(2012ZX07202-005); 河南省基础与前沿技术研究计划项目(122300410292).
作者简介: 罗亚红(1981—),女,讲师;
李 冬(1976—),女,教授,博士生导师.
通信作者: 李 冬, lidong2006@bjut.edu.cn.

在地表水体中,磷酸盐和氮素往往是藻类植物生长的限制因素,一旦过量会造成各种藻类的旺盛生长^[1]. 目前我国许多城市污水厂对氮(N)、磷

(P)等营养元素的去除能力有限,导致排入自然水体中的 N、P 超标,水体富营养化形势依然严峻^[2]. 厌氧-缺氧-好氧(A²/O)是我国城市污水厂应用最广泛的生物脱氮除磷工艺,系统内共存的异养菌、硝化菌、反硝化菌和聚磷菌(PAO)在厌氧、缺氧、好氧交替的环境下,以污水中有机物为碳源,实现 COD、N 和 P 的同步去除. 然而,该工艺存在两大问题:硝化菌和 PAO 间泥龄(t_{SR})的矛盾;反硝化菌与 PAO 对碳源的竞争^[3-4]. 我国城市污水的碳氮比普遍较低,使得该工艺的矛盾更加突出,出水 N、P 难以同时达标. 为提高 A²/O 工艺的脱氮除磷效率,出现了多种 A²/O 工艺的改良,如悬浮填料 A²/O、改良 UCT(MUCT)、后置反硝化 A²/O 等^[5-6],但均未取得突破性进展,营养盐去除效果仍受碳源等因素的限制. 因此,如何合理利用碳源,尤其是充分发挥兼性反硝化除磷菌(DPAO)的作用^[7],实现低碳氮比废水的深度处理仍是目前水处理领域研究的热点.

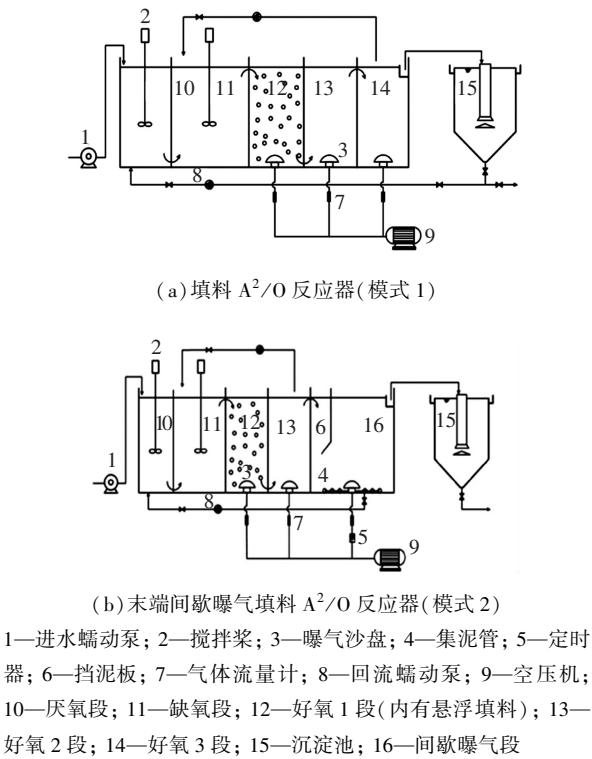
DPAO 是 20 世纪末发现的一类兼具脱氮和除磷特性的 PAO,可以硝氮/亚硝氮($\text{NO}_3^- - \text{N}/\text{NO}_2^- - \text{N}$)为电子受体,实现“一碳两用”,且具有比 PAO 长的 t_{SR} ^[8],15~32 d 泥龄的反硝化除磷系统均有报道^[9-10],这一发现为从根本上解决 A²/O 工艺碳源和 t_{SR} 两大矛盾提供了可能. 本研究在对处理低碳氮(磷)比实际生活污水的填料 A²/O 工艺进行优化的基础上,以深度处理和富集 DPAO 而进一步提高 N、P 去除率为目的,对其构型进行改造,在原反应器内好氧段后设置 1 个间歇曝气段,同时改变污泥回流与排泥方式,延长 t_{SR} ,探讨改良后 A²/O 反应器处理实验废水的效果,以及系统中主要功能微生物变化,并分析间歇曝气池的作用.

1 实 验

1.1 实验装置与用水

实验用反应器如图 1 所示,图 1(a)为投加悬浮填料的 A²/O 工艺,图 1(b)为改造后的间歇曝气填料 A²/O 工艺. 反应器由 2 mm 厚钢板制成,

长 120 cm、宽 30 cm、高 60 cm,总有效体积 180 L. 由可移动钢板分隔为 5 个格室,分别为厌氧段、缺氧段、好氧 1 段、好氧 2 段和好氧 3 段. 各段侧壁 1/2 高处设置取样口,好氧段底部设微孔曝气盘与空压机相连,曝气量由气体流量计控制. 厌氧和缺氧段使用机械搅拌桨持续搅拌防止污泥沉淀. 反应器模式 1 运行时各反应段体积比为 $V_{\text{厌氧}}:V_{\text{缺氧}}:V_{\text{好氧1}}:V_{\text{好氧2}}:V_{\text{好氧3}}=1:2:1:1:1$. 模式 2 运行时,移动隔板控制各反应段体积比为 $V_{\text{厌氧}}:V_{\text{缺氧}}:V_{\text{好氧1}}:V_{\text{好氧2}}:V_{\text{间歇曝气}}=1:2:1.5:1.5:3$,最末格室好氧 3 段改为间歇曝气段,体积约 60 L. 通过微电脑定时器控制曝气时间,底部设置集泥管、污泥回流. 竖流式沉淀池高 50 cm,直径 30 cm,底部设排泥口. 为增加系统硝化性能,两种模式均在好氧 1 段投加悬浮球填料(直径 38 mm),使好氧段总体积填充率为 20%.



(a) 填料 A²/O 反应器(模式 1)

(b) 末端间歇曝气填料 A²/O 反应器(模式 2)

1—进水蠕动泵; 2—搅拌桨; 3—曝气沙盘; 4—集泥管; 5—定时器; 6—挡泥板; 7—气体流量计; 8—回流蠕动泵; 9—空压机; 10—厌氧段; 11—缺氧段; 12—好氧 1 段(内有悬浮填料); 13—好氧 2 段; 14—好氧 3 段; 15—沉淀池; 16—间歇曝气段

图 1 2 种模式 A²/O 反应器装置

实验用水为北京某高校生活区化粪池沉淀出水,水质情况如表 1 所示.

表 1 实验用水水质

水质指标	COD _{Cr}	NH ₄ ⁺ -N	TKN	TP	碳氮比	碳磷比	pH
$\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	350~400	80~92	95~115	6~7	3.5~4.0	53~59	7.0~7.5

1.2 反应器运行方法

将取自北京某城市污水厂回流渠的硝化污泥接种至反应器中,使系统内混合时污泥质量浓度

(MLSS)为 2.5~3.0 g/L,连续流进出水. 采用模式 1 填料 A²/O 工艺启动及优化运行,进水流量 $Q_{\text{进水1}}$ 维持在 20.5 L/h 左右,此时好氧 3 段连续曝气,各

阶段运行工况如表 2 所示,共运行 155 d. 改良后间歇曝气填料 A²/O 工艺按模式 2 运行,此时使进水量 $Q_{\text{进水}2} = 13.4 \text{ L/h}$,以保证 A²/O 段足够的 t_{HR} ,其他工况如表 3 所示. 好氧 3 段改为间歇曝气段,曝气周期 1 h: 曝气 1 min ($\rho(\text{DO}) = 0.3 \sim$

0.5 mg/L),沉淀 59 min,污泥由间歇曝气段底部回流至厌氧段. 曝气时顶部出水溢流堰间歇排泥,流至沉淀池沉淀后排放. 启动后 A²/O 段 MLSS 不断提高至不变,间歇曝气段排泥量也逐渐趋于平稳,直至系统 t_{SR} 和污染物去除效率均稳定,共运行 40 d.

表 2 模式 1 填料 A²/O 反应器运行工况

阶段	运行时间/ d	$t_{\text{HR}} /$ h	$t_{\text{SR}} /$ d	$\rho(\text{DO})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$			污泥回流比 $R/\%$	硝化液回流比 $r/\%$
				好氧 1 段	好氧 2 段	好氧 3 段		
I	20	8.2	11		2.5		100	200
	15			1.5	1.5	1.5		
II	15	8.2	11	1.5	1.0	1.0	100	200
	15			1.5	1.0	0.5		
III	15						80	
	15	8.2	11	1.5	1.0	0.5	60	200
IV	15							250
	15	8.2	11	1.5	1.0	0.5	80	300
V	15		8					
	15	8.2	15	1.5	1.0	0.5	80	250

表 3 模式 2 间歇曝气填料 A²/O 工艺运行工况

运行时间/d	t_{HR} / h		t_{SR} / d	$\rho(\text{DO})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		污泥回流比 $R/\%$	硝化液回流比 $r/\%$
	A ² /O 段	间歇曝气段		好氧 1 段	好氧 2 段		
40	8.2	4	22~25	1.5	0.5	80	270

1.3 测定及分析方法

参照 GB18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》中一级 A 标准,COD、NH₄⁺-N、TN 和 TP 限值分别为 50, 5, 15 和 0.5 mg/L. COD、TP 测定采用 5B-3BCOD 多参数快速测定仪,总凯氏氮(TKN)测定采用德国贝尔 L6250 型凯氏定氮仪,pH、DO 和温度采用 wTw-pH/Oxi340i 型多参数测定仪在线检测,NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、TSS、MLSS、SV₃₀、SVI 等指标均采用国家规定的标准方法测定^[11]. 污泥中 DPAO 与 PAO 比值测定: 取好氧末段活性污泥,采用 Wachtmeister 等^[12]推荐的方法分析,其缺氧最大吸磷速率与好氧最大吸磷速率之比即为 DPAO 与 PAO 比值.

实验中污泥氧摄取速率(R_{SOU})、氮摄取速率(R_{AU})和 COD 降解速率按下式计算:

$$R_{\text{SOU}} = \frac{\Delta\rho(\text{DO})}{Xt}$$

式中: R_{SOU} 为氧摄取速率,mg/(g · h); $\Delta\rho(\text{DO})$ 为 DO 质量浓度减少量,mg/L; X 为混合液悬浮固体质量浓度,g/L; t 为测试时间,h.

$$R_{\text{AU}} = \frac{\Delta\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})}{Xt}$$

式中: R_{AU} 为氮摄取速率,mg/(g · h); $\Delta\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 NH₄⁺-N 质量浓度减少量,mg/L.

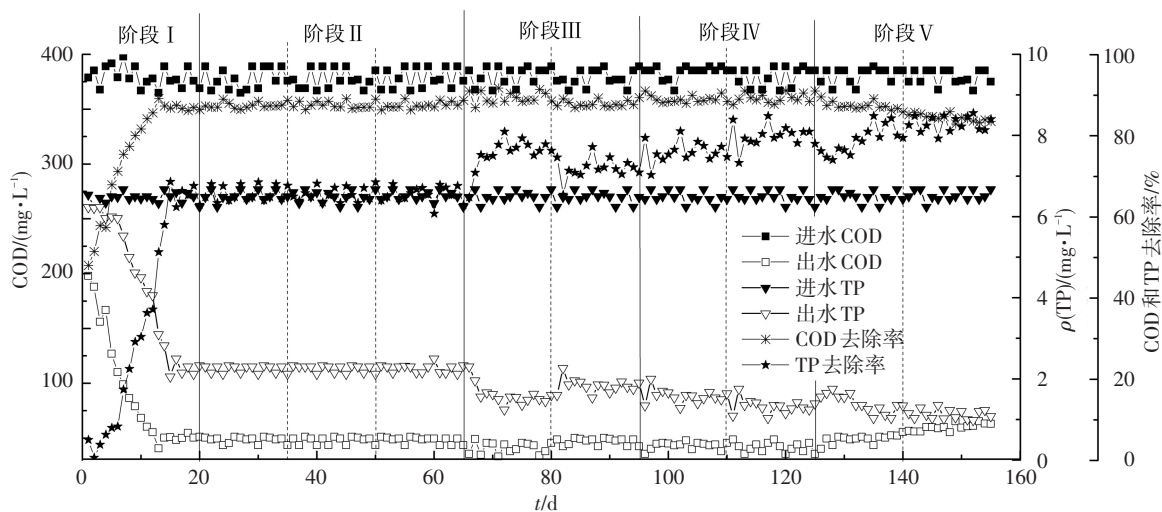
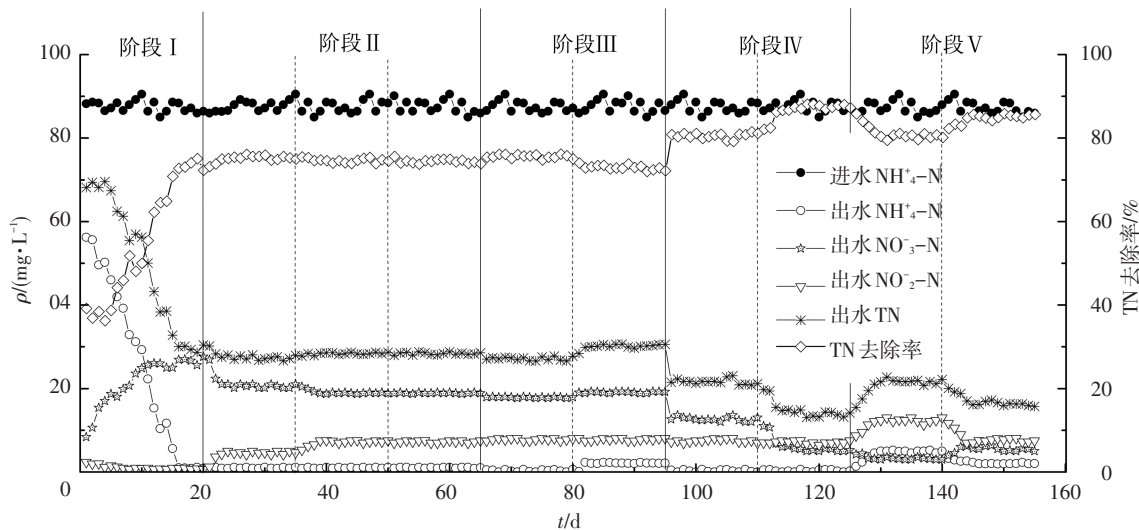
$$R_{\text{COD}} = \frac{\Delta\rho(\text{COD})}{Xt}$$

式中: R_{COD} 为 COD 降解速率; $\Delta\rho(\text{COD})$ 为 COD 减少量,mg/L.

2 结果与讨论

2.1 填料 A²/O 反应器的启动及优化

A²/O 反应器在水温 22~23 ℃、 $V_{\text{厌氧}}:V_{\text{缺氧}}:V_{\text{好氧}} = 1:2:3$ 、 $Q_{\text{进}} = 22 \text{ L/h}$ 、 $\rho(\text{MLSS}) = 2.5 \sim 3.0 \text{ g/L}$ 条件下运行,图 2、3 为反应器按模式 1 运行污染物的去除变化. 可以看出,反应器经过阶段 I 约 20 d 启动成功,COD、TP、NH₄⁺-N 和 TN 的平均去除率分别为 86.62%, 67.33%, 98.78% 和 74.07%,平均出水质量浓度为 49.54, 2.15, 0.98 和 29.06 mg/L. 其中 COD 和 NH₄⁺-N 质量浓度可满足 GB18918—2002 一级 A 排放标准,说明此时系统有机物降解和硝化性能良好,而脱氮和除磷能力需进一步优化.

图 2 填料 A²/O 反应器启动优化过程 COD 和 TP 进出水及去除率变化图 3 填料 A²/O 反应器启动优化过程氮素进出水及去除率变化

阶段 II 依次降低好氧段 3 个格室的 DO, 考察 DO 对污染物去除的影响, 每个 DO 条件运行 1 个 t_{SR} 以上. 由图 2, 3 可知, 好氧段 DO 由 2.5 mg/L 逐渐降至 1 段 $\rho(\text{DO}_1) = 1.5 \text{ mg/L}$ 、2 段 $\rho(\text{DO}_2) = 1.0 \text{ mg/L}$ 和 3 段 $\rho(\text{DO}_3) = 0.5 \text{ mg/L}$ 过程中, COD 和 TP 的去除率基本保持不变, NH_4^+-N 和 TN 的去除效果也变化不大, 但出水 TN 组分中 NO_2^--N 的比例有所增加. 分析认为, 实验废水的碳氮比较低, 大部分 COD 在前段厌氧、缺氧段被反硝化菌、PAO 等利用, 至好氧段时有机物质量浓度已大大降低, 异养菌与硝化菌、PAO 对氧气竞争减弱, 较低的 DO 已可满足氨氧化和 PAO 吸磷过程^[13]. 同时, 随着污染物的沿程去除, 后段 DO 的需求降低, 未影响整体去除效果. 另外, 两类硝化细菌氨氧化菌 (AOB) 和亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 对氧的结合能力不同, 二者氧饱和常数分别为

0.25~0.50 和 1.2~1.5 mg/L^[14], AOB 对 DO 需求量更低, 因此, DO 的降低使出水中 NO_2^--N 增多, 而并未影响 NH_4^+-N 的去除. 阶段 III 研究了不同污泥回流比 R 的影响. 由图 2, 3 可知, R 从 100% 降至 80% 时, COD 和 TP 去除率随之增大, TN 也略有提高, 分别增加了 2.9%, 15.6% 和 1.4%. 这是因为 R 降低也代表污泥在反应器内停留时间延长, 反应更彻底, 有利于污染物去除. 同时, 回流至厌氧区的 NO_3^--N 减少, 聚磷菌获得更多碳源, 除磷效率随之提高. 当污泥回流比继续降至 60% 时, 除 COD 外的污染物去除效果均开始下降. 这是由于过低的 R 使反应器内不能维持足够的 MLSS, 去除能力下降, 因此, 80% 左右的 R 比较适合. 阶段 IV 考察硝化液回流比 (r) 的影响. 当 r 由 200% 增加到 300% 时, TP 和 TN 的去除率均提高, 可分别达 90.7% 和 87.33%. 原因是 r 增大, 回流至缺氧

段的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 越多,反硝化反应更彻底. 同时,高 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 环境对 DPAO 的生长有利^[15],脱氮除磷均有提升. 然而,在 $r = 300\%$ 时污泥出现解絮、难沉降现象,这可能与循环污泥好氧段停留时间过长、营养缺乏有关. 因此,从出水水质和能耗考虑, r 不宜超过 300% . 阶段 V 研究适合的污泥龄 (t_{SR}). t_{SR} 由 11 d 降至 8 d 时,TP 去除率提高, COD 的去除无明显变化,而出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 TN 的质量浓度均明显升高. 分析认为低 t_{SR} 环境更适合 PAO 的生长,而长 t_{SR} 的 AOB 和 NOB,尤其是世代周期更长的 NOB,会逐渐被淘汰出系统,导致出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 升高和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累,硝化效果恶化,继而影响了 TN 去除效率. 当延长 t_{SR} 至 15 d 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 去除率虽有提升,但 COD 和 TP 的去除率降低,出水质量浓度分别达 60 和 1.2 mg/L,同时伴有沉淀池污泥发黑和结块现象. 原因是 t_{SR} 过长,污泥易老化、水解, PAO 也为维持正常生命活动二次释磷^[16].

总体来看,对于实验废水,填料 A²/O 反应器的最佳工况是好氧段 DO 质量浓度在 1.5 ~ 0.5 mg/L, $R = 80\%$ 、 $r = 250\% \sim 300\%$ 、 $t_{\text{SR}} = 11$ d、 $t_{\text{HR}} = 8.2$ h. 阶段 IV 反应器即在此工况运行, COD、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的出水质量浓度分别为 44.8, 1.28, 0.23 和 14.5 mg/L,相应的去除率较优化前分别提高了 1.2%, 8.63%, 0.82% 和 12.67%,但出水 TP 质量浓度仍高于 GB18918—2002 一级 A 排放标准的要求. 此时各污染物的反应器沿程质量浓度分布如图 4 所示.

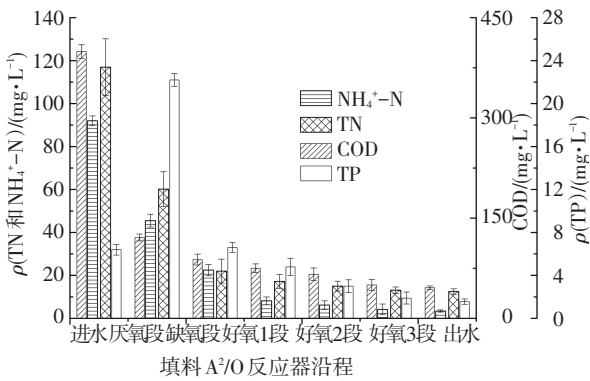


图 4 填料 A²/O 反应器阶段 IV 各污染物沿程质量浓度

为进一步提高 TP 去除率,在原反应器末端增设一个间歇曝气区,通过定时短时曝气抑制污泥厌氧水解和释磷,稳定长 t_{SR} 的 A²/O 系统,富集 DPAO,消除除磷短泥龄和硝化长泥龄之间的矛盾,使系统利用兼性 DPAO 实现 N、P 的同步高效去除,即提出模式 2 的运行策略.

2.2 改良间歇曝气 A²/O 工艺污染物去除效果

移动隔板使体积比为 $V_{\text{厌氧}} : V_{\text{缺氧}} : V_{\text{好氧}} : V_{\text{间歇曝气}} = 1 : 2 : 3 : 3$,并调整进水流量以保证前段厌氧、缺氧、好氧段的 t_{HR} 仍为 8.2 h,间歇曝气段 $t_{\text{HR}} = 4$ h,进水水质维持稳定(表 1). 图 5、6 为改良后反应器按模式 2 运行时出水污染物的质量浓度和去除率变化.

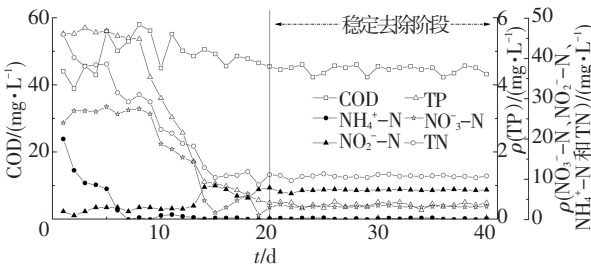


图 5 间歇曝气填料 A²/O 反应器出水中污染物质量浓度变化

从图 5 可以看出,前 10 d 为污泥适应期,此阶段除 COD 外各种污染物去除率均缓慢上升. 最易去除的 COD 去除率却由 88.95% 降至 86.5%,出水质量浓度由 42.98 mg/L 升至 48.6 mg/L. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率恢复最快,第 7 天时已基本稳定在 99.7%,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 可达 1 mg/L 以下. TP 去除率在前 8 d 基本停滞在 10% ~ 15%,上升缓慢,第 9 天时快速升高,至 20 d 时可稳定在 94.5% 左右,出水中 TP 质量浓度也降至 0.5 mg/L 以下. TN 的去除也在经历了 2 个短暂停滞阶段后,于第 9 天时开始稳步上升,15 d 时达到最高 90.8%,出水 TN 质量浓度降至 11 mg/L. 总体来看,改良反应器经历了 20 d 运行后对污染物的去除达到稳定状态,各项污染物质量浓度也已满足 GB18918—2002 一级 A 标准,出水 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})/\rho(\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N})$ 平均为 0.71.

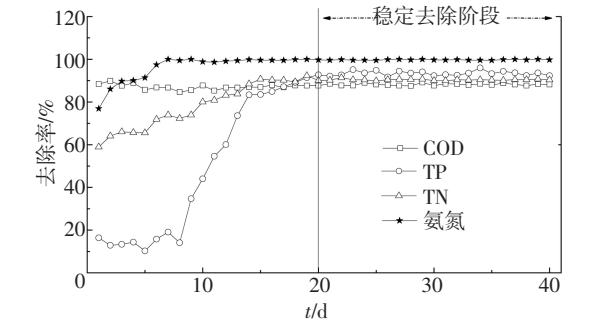


图 6 间歇曝气填料 A²/O 反应器污染物去除率变化

分析原因,改良工艺改变了排泥方式,仅通过间歇曝气段短时曝气过程中溢流堰排泥,稳定时产泥量少,约 47 ~ 49 g/d. 系统 t_{SR} 为 22 ~ 23 d (图 7),远高于模式 1 填料 A²/O 工艺,使得初期系统中短泥龄好氧异养菌和聚磷菌难以适应,

COD 和 TP 去除率较低. 从第 9 天开始 TP 去除率逐渐升高, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 去除率也达到最高并稳定, 微生物逐步适应新环境, 系统污染物去除能力开始好转. 反应器在稳定后 $t_{\text{SR}} = 22.3 \text{ d}$ 的条件下, 仍可实现出水 TN、TP 的稳定达标, 一方面是因为 A^2/O 段较高的 MLSS (6.0 g/L) 有利于磷总量的去除^[17], 另一方面说明该系统已经富集了大量长污泥龄的除磷菌. 对第 40 天反应器内污泥 PAO 组成进行分析(图 8), 污泥中 DPAO 占 PAO 的比例高达 95.65%, 比改造前 A^2/O 工艺优化后的 62.07% 提高了 33.58%, DPAO 成为主导除磷菌.

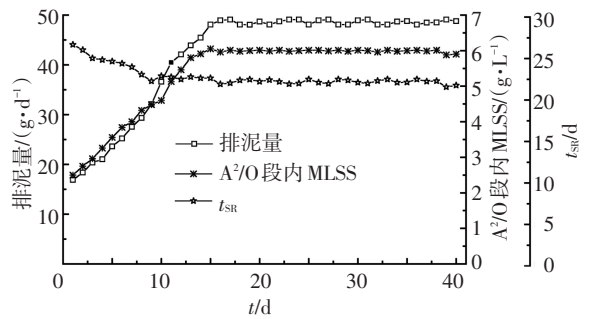
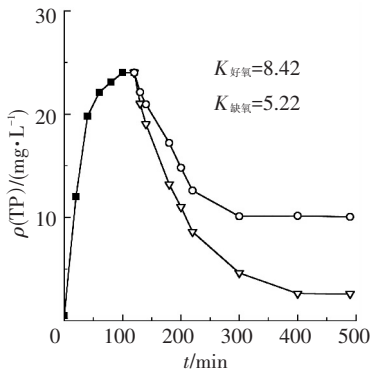
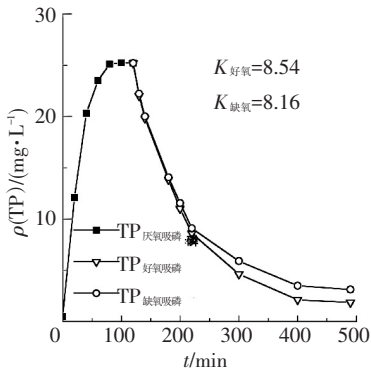


图 7 间歇曝气填料 A^2/O 反应器内 MLSS、排泥量及 t_{SR}



(a) 填料 A^2/O 工艺

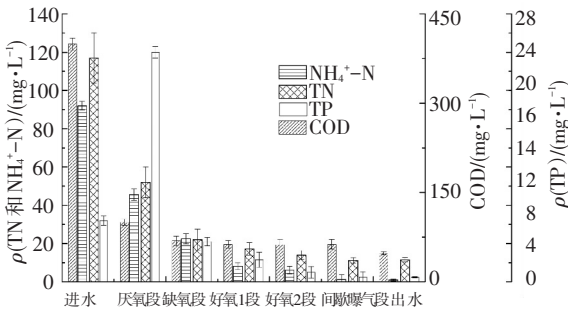


(b) 间歇曝气填料 A^2/O 工艺

图 8 改良前后反应器内污泥好氧吸磷/缺氧吸磷情况

图 9 为改良 A^2/O 反应器稳定时各污染物质量浓度的沿程分布. 可以看出, 系统中 93.2% 的 COD 在进入好氧段前被消耗, 5% 在间歇曝气段

被去除, 好氧段去除量很少. 这与改良前 A^2/O 反应器内 COD 去除分布明显不同. COD 大部分也由厌氧和缺氧段去除(图 4), 但好氧段 COD 去除率也占到 8.77%. 对系统好氧段内污泥进行取样分析, 其 COD 降解速率也很低, 仅为 $5.5 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ (表 4), 说明该污泥的 COD 降解能力较弱, 系统内好氧异养菌含量较低. 这也是该系统污泥增殖慢、排泥量少的原因之一. 可能因为 t_{SR} 较长, 快速生长的好氧异养菌不适应在此系统中大量生存. 间歇曝气段除对 COD 有明显去除, 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 和 TP 也分别有 5.5%、6.5% 和 8.3% 的去除率, 这是因为该段可看作一个连续流的间歇曝气反应器, 剩余的 COD 在此为进一步脱氮除磷提供了碳源, 水质提升效果明显.



改良 A^2/O 反应器沿程

图 9 间歇曝气填料 A^2/O 反应器效果稳定时各污染物沿程去除分布

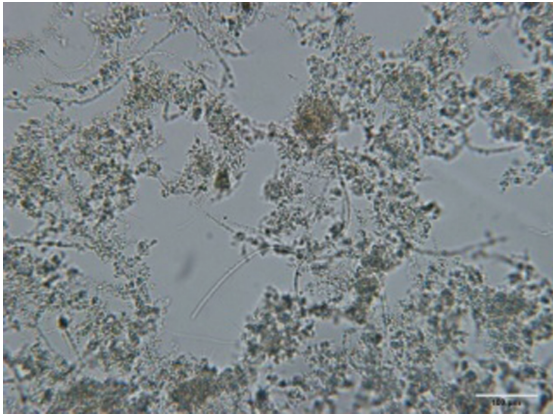
实验中还发现, 系统可在长 t_{SR} 的条件下实现污染物的良好去除, 且反应器内的污泥沉降性越来越好, A^2/O 段 MLSS 也随运行时间延长而不断变大(图 7). 每次曝气后均有漂浮在间歇曝气池表面的泥渣和白絮状污泥随水流排出系统, 说明该段具有污泥筛选的功能. 为探讨该段沉淀回流污泥与上排污泥之间的特性差别及是否可强化并改变系统中污泥微生物组成等问题, 对间歇曝气段在整个反应器的功能进行进一步分析.

2.3 间歇曝气填料 A^2/O 工艺间歇曝气段的功能分析

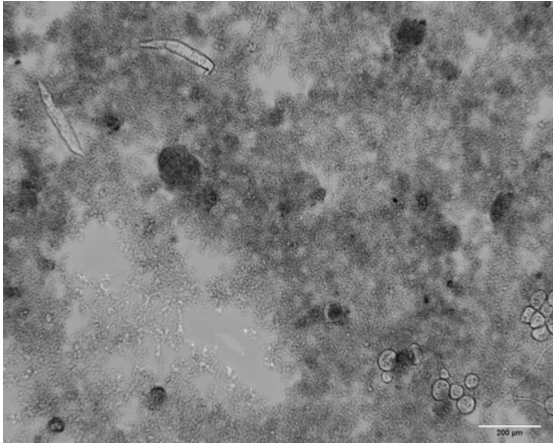
表 4 为反应器稳定时, 间歇曝气池上排污泥与沉淀回流污泥各项性能指标比较. 可以看出, 2 种污泥的 SV_{30} 和 SVI 均在正常范围内, 但后者的沉降性比前者好, 这可能与上排污泥中含有一些漂浮的泥渣和白絮泥有关. 图 10(a) 为白絮泥的采样镜检图片, 其中丝状菌含量较多. 另外渣泥中可观察到的活体微生物很少, 多为已经死亡的原生动物. 而回流污泥中可观察到大量菌胶团、轮虫、累枝虫等丰富的微生物, 无异常增殖的丝状菌(图 10(b)), 污泥活性良好.

表 4 上排污泥与沉淀回流污泥性能比较

污泥类型	SV ₃₀ /%	SVI/(ml·g ⁻¹)	R _{SOU} /(mg·(g·h) ⁻¹)	R _{AU} /(mg·(g·h) ⁻¹)	COD 降解速率/(mg·(g·h) ⁻¹)
上排污泥	47	104	16.87	1.9	10.9
回流污泥	32	72	12.37	3.2	5.5



(a) 漂浮白絮状污泥



(b) 回流污泥

图 10 上排污泥与回流污泥镜检图片

间歇曝气段污泥中主要消耗氧气的微生物包括硝化细菌和好氧异养菌。由表 4 可知,回流污泥的 R_{SOU} 低于上排污泥,仅为 $12.37 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$,而上排污泥为 $16.87 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$,但这并不意味着上排污泥的活性更好。硝化细菌的 R_{SOU} 为 $10.8 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$,与回流污泥的值较接近,而好氧异养菌的 R_{SOU} 为 $21.6 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})^{[18]}$,与上排污泥的值较接近。同时,回流污泥的 COD 降解速率低于上排污泥,分别为 5.5 和 $10.9 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$, R_{AU} 为 $3.2 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$,却高于上排污泥的 $1.9 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。这说明沉降回流污泥中自养硝化菌较好氧异养菌多,而后者在上排污泥中较多。分析认为自养硝化菌含量较多的菌

胶团比异养菌多的菌胶团结构更密实,具有更大的密度,更易沉降^[19],异养菌在沉降初期更易随泥水流排走。这也是系统 MLSS 不断升高、产泥量少、 t_{SR} 长,但污泥并不老化的原因之一。

为了探讨间歇曝气段周期短时曝气对回流污泥质量浓度的实时影响,选取 1 个曝气周期,对短时曝气后的回流污泥 MLSS 进行分析。图 11 为沉淀过程中回流污泥 MLSS 随时间变化曲线。由于污泥的沉降性非常好,回流液 MLSS 可在 4 min 内从混匀时的 6.2 g/L 恢复到稳态的 19 g/L ,从而保证了反应区内 MLSS 基本维持稳定。

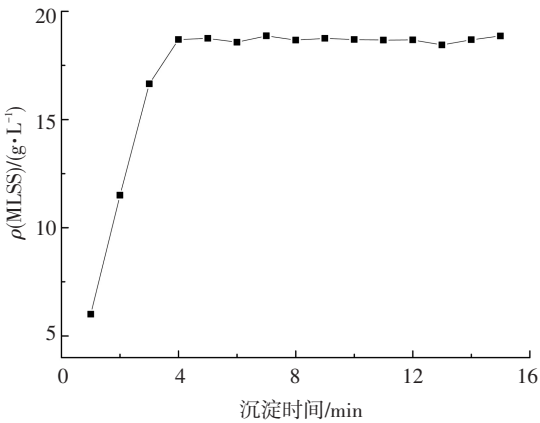


图 11 间歇曝气段曝气后回流污泥 MLSS 与沉淀时间关系

综上,间歇曝气段的设置在该改良 A²/O 工艺中起到重要作用。首先是反应区的延续,COD、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、 NO_2^--N 和 TP 均在此得到了深度去除;其次是一个污泥选择器,通过该池的间歇短时曝气,有效抑制了长污泥龄条件下的沉淀污泥厌氧水解、释磷和浮泥问题,使 DPAO 富集于系统中。另外,在周期性沉淀过程中淘洗掉沉降性差的污泥,增强系统污泥活性,使整体系统的 MLSS 提高,去除效率提升。

3 结 论

1) 间歇曝气填料 A²/O 工艺对低碳氮(磷)比实验废水具有良好的污染物去除效能。在水温 22~23 ℃ 时,系统在工况: $t_{\text{SR}} = 22.3 \text{ d}$ 、 $t_{\text{HR}} = 8.2 \text{ h}$ (A²/O 段)+4 h (间歇曝气段)、 $\rho(\text{DO}) = 1.5 \sim 0.5 \text{ mg/L}$ 、 $R = 80\%$ 和 $r = 270\%$ 、曝气周期 1 h (曝

气 1 min, 沉淀 59 min) 条件下, 对碳氮比为 3.5~4、碳磷比小于 60 的实际生活污水进行处理, COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP 和 TN 的去除率分别可达 87.8%, 99.1%, 95.5% 和 90.8%, 出水符合 GB18978—2002 一级 A 标准。

2) 长 t_{SR} 条件有利于 A^2/O 系统内形成以 DPAO 为主导的除磷菌。同时, 控制好氧段较低 DO 且沿程降低, 有利于系统维持亚硝化状态。

3) 末端间歇曝气段具有 2 种功能, 即污染物深度去除功能, 相当于一个连续流间歇曝气反应器; 其次具有污泥筛选强化功能, 通过周期短时曝气淘洗掉沉降性差的污泥, 提升系统内 MLSS。同时延长系统 t_{SR} , 使 AOB、反硝化菌和 DPAO 成为系统的主导脱氮除磷菌群, 减少了能源消耗和剩余污泥排放。

参考文献

- [1] SMITH V H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton[J]. Science (New York, N. Y.), 1983, 221(4611): 669-671.
- [2] 李楠, 王秀衡, 任南琪, 等. 我国城镇污水处理厂脱氮除磷工艺的应用现状[J]. 给水排水, 2008, 34(3): 39-42.
- [3] RENSINK J H, DONKER H, SIMONS T. Phosphorus removal at low sludge loadings[J]. Water Science and Technology, 1985, 17(11): 177-186.
- [4] 华光辉, 张波. 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, 2000, 26(12): 1-4.
- [5] CHUNG C M, CHO K W, KIM Y J, et al. Enhanced biological nitrogen removal in MLE combined with post-denitrification process and EF clarifier[J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2012, 35(4): 503-511.
- [6] ZHOU D K. Activated carbon fiber felt and polymer fiber as biofilm carrier in a modified University of Cape Town process for sewage treatment[J]. Water Science and Technology, 2013, 68(5): 1151-1157.
- [7] 张杰, 臧景红, 杨宏, 等. A^2/O 工艺的固有缺欠和对策研究[J]. 给水排水, 2003, 29(3): 22-26.
- [8] LEE D S, JEON C O, PARK J M. Biological nitrogen

removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system[J]. Water Research, 2001, 35(16): 3968-3976.

- [9] MERZOUKI M, BERNET N, DELGENES J P, et al. Biological denitrifying phosphorus removal in SBR: effect of added nitrate concentration and sludge retention time[J]. Water Science and Technology, 2001, 43(3): 191-194.
- [10] 傅金祥, 赵璐, 池福强, 等. 亚硝酸盐反硝化除磷工艺的影响因素[J]. 沈阳建筑工程学院学报: 自然科学版, 2009, 25(3): 531-534.
- [11] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 100-104.
- [12] WACHTMEISTER A, KUBA T, VANLOOSDRECHT M, et al. A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge[J]. Water Research, 1997, 31(3): 471-478.
- [13] 彭赵旭, 霍明昕, 彭永臻, 等. DO 对除磷过程的长期影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2011, 43(4): 42-46.
- [14] GUISASOLA A, JUBANY I, BAEZA J A, et al. Respirometric estimation of the oxygen affinity constants for biological ammonium and nitrite oxidation[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2005, 80(4): 388-396.
- [15] ZHANG W T, PENG Y Z, REN N Q, et al. Improvement of nutrient removal by optimizing the volume ratio of anoxic to aerobic zone in AAO-BAF system[J]. Chemosphere, 2013, 93(11): 2859-2863.
- [16] MINO T, VANLOOSDRECHT M, HEIJNEN J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process[J]. Water Research, 1998, 32(11): 3193-3207.
- [17] 鲍林林, 李相昆, 李冬, 等. 温度和污泥质量浓度对反硝化除磷的影响[J]. 哈尔滨商业大学学报: 自然科学版, 2008, 24(4): 400-403.
- [18] 李凌云, 彭永臻, 李论, 等. 活性污泥系统比耗氧速率在线检测与变化规律[J]. 化工学报, 2010, 61(4): 995-100.
- [19] 李志华, 张婷, 吴杰, 等. 异养菌与自养菌对好氧颗粒污泥稳定性的影响[J]. 重庆建筑大学学报, 2010, 32(5): 76-81.

(编辑 刘 彤)