

双污泥 SBR 工艺反硝化除磷脱氮特性及影响因素

王亚宜^{1,2}, 彭永臻², 殷芳芳², 李军³, 张宇坤³

(1. 同济大学环境科学与工程学院污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092; 2. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100022; 3. 浙江工业大学建筑工程学院, 杭州 310014)

摘要: 以生活污水为处理对象, 研究了双污泥 A_2 NSBR 工艺反硝化除磷脱氮特性, 重点考察了进水 C/P 和 C/N 及 HRT 的影响作用; 同时基于 DO、ORP 和 pH 的典型变化规律, 验证它们作为反硝化除磷过程控制参数的可行性. 结果表明, 在本试验条件下, P 的去除率随着进水 C/P 的升高整体呈现上升趋势. 当进水 C/P ≥ 19.39 左右时, 系统可维持优良的除磷效果; 而当进水 C/P 降至 15.36 以下时, 系统除磷效果呈恶化趋势. 另一方面, A_2 NSBR 在低 C/N 条件下仍可获得相对良好的除磷率, 但易导致反硝化脱氮率的下降. C/N 的升高增加了聚磷菌厌氧阶段合成 PHB 的量, 继而提高最终的脱氮和除磷效果; 但 C/N 过高将使厌氧段未反应完全的过剩碳源滞留到缺氧段, 优先支持反硝化异养菌 (ordinary heterotrophic organisms, OHOs) 的反硝化反应而减少了缺氧阶段 DNPAOs 可利用的电子受体数, 致使缺氧除磷效果恶化. 此外, A_2 NSBR 拥有 2 套完全独立的 SBR, 较利于建立以 DO、ORP 和 pH 为参数的过程控制体系.

关键词: 反硝化除磷; 反硝化聚磷菌 (DNPAOs); A_2 NSBR 工艺; COD/P; COD/N

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)06-1526-07

Characteristics and Affecting Factors of Denitrifying Phosphorus Removal in Two-Sludge Sequencing Batch Reactor

WANG Ya-yi^{1,2}, PENG Yong-zhen², YIN Fang-fang², LI Jun³, ZHANG Yu-kun³

(1. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. School of Environment and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China; 3. School of Civil Engineering and Architecture, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310014, China)

Abstract: The characteristics of denitrifying phosphorus removal in a lab-scale two-sludge anaerobic-anoxic/nitrification SBR (A_2 NSBR) system were studied fed with domestic wastewater. The influence of some key operation parameters, like C/P, C/N, and HRT, were examined using parallel tests. pH, dissolved oxygen (DO) and redox potential (ORP) were monitored on line to validate whether they could be used as the control parameters for this denitrifying phosphorus removal process. Results indicated that P removal efficiency showed an increased trend on the whole with the increase of the C/P. When the influent C/P was greater than 19.39, good phosphorus removal efficiency was achieved. However, the phosphorus removal efficiency deteriorated once the influent C/P decreased less than 15.36. On the other hand, relatively good phosphorus removal efficiency could be maintained in the A_2 NSBR system even at a low C/N ratio, though the denitrification efficiency decrease instead. It is also found that increasing the influent C/N increased the PHB amount stored by polyphosphate accumulating organisms (PAO) and therefore the ultimate denitrification and phosphorus removal efficiency were both improved. For an excessively high C/N, the incompletely reacted COD will be residual to anoxic stage. Thus, the pure denitrification reaction, which preferentially supports OHOs, becomes the dominant reaction. This decreases the amount of available electron acceptors for denitrifying polyphosphate accumulating organisms (DNPAOs) at the anoxic stage which eventually impacts the anoxic phosphorus removal capacity. In addition, since A_2 NSBR has two completely independent SBR systems, it benefits to establish a process control system in terms of the parameters DO, ORP, and pH.

Key words: denitrifying phosphorus removal; denitrifying phosphorus removal bacteria; A_2 NSBR process; COD/P; COD/N

反硝化聚磷菌 (denitrifying polyphosphate accumulating organisms, DNPAOs) 能利用 NO_3^- 和 O_2 作为电子受体, 胞内 PHB 为电子供体, 以“一碳两用”的方式进行脱氮除磷, 从而将传统除营养物工艺 (biological nutrient removal, BNR) 反硝化脱氮和除磷 2 个独立过程有机结合于一体, 很好地实现了碳源与氧消耗量的节省及剩余污泥量的减量^[1~5]. 厌氧/缺氧 SBR-硝化 SBR (anaerobic-anoxic/nitrification SBR, A_2 NSBR) 系统是研究者开创较早的一种反硝化除磷

脱氮间歇工艺^[1], 它不但继承了 SBR 固有的操作灵活和运行费用较低等诸多优点, 而且将反硝化除磷脱氮机制及“双污泥”概念引入其中, 有效克服了我国城市污水和工业废水除磷脱氮过程碳源缺乏、运

收稿日期: 2007-06-03; 修订日期: 2007-10-08

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50608064); 国家自然科学基金海外青年学者合作研究基金项目 (50628808); 全国优博专项基金 (200756); “十一五”国家科技支撑计划重点项目 (2006BAC19B03); 浙江省自然科学基金项目 (Y505031)

作者简介: 王亚宜 (1977~), 女, 博士, 副教授, 主要研究方向为污水生物处理新技术及工艺控制, E-mail: wywater@126.com

行不稳定等问题,是一种应用前景较好的污水处理工艺^[5~8].

Kuba 等^[1]、Merzouki 等^[9]通过小试研究发现, A₂NSBR 工艺可以获得较好的除磷脱氮效果^[10],但若要将该工艺投入到实际生产运行,首先需要解决工艺的稳定性问题,即当进水水质、负荷波动以后,如何对工艺进行调整,以保证良好的出水水质;其次是系统的优化控制问题,即是否可以实现工艺的实时控制.本研究以实际生活污水为处理对象,对 A₂NSBR 双污泥工艺在不同进水 C/N、C/P 及不同 HRT 运行方式下的除磷脱氮效果,找出其规律,以便更好地理解其运行特性.在此基础上,探讨了 DO、ORP 和 pH 在有机物降解、硝化/反硝化,放磷/吸磷过程中的变化规律及其作为系统各个生化反应过程实时控制参数的可行性,最终提高 A₂NSBR 系统的运行性能和可控制性.

1 材料与方法

1.1 试验用水来源与水质

试验采用某大学教学楼化粪池实际生活污水,污水水质在春秋 2 季有较大的差别:春季原水的 COD、TN 和氨氮浓度相对较低.在试验不同阶段,根据不同的试验要求,适时调整组分,即对实际生活污水加适量的自来水进行了稀释,或投加 HAc、NH₄Cl、KH₂PO₄ 来达到不同的 COD、NH₄⁺-N 和 PO₄³⁻-P 值,水质情况见表 1.

表 1 进水水质/mg·L⁻¹

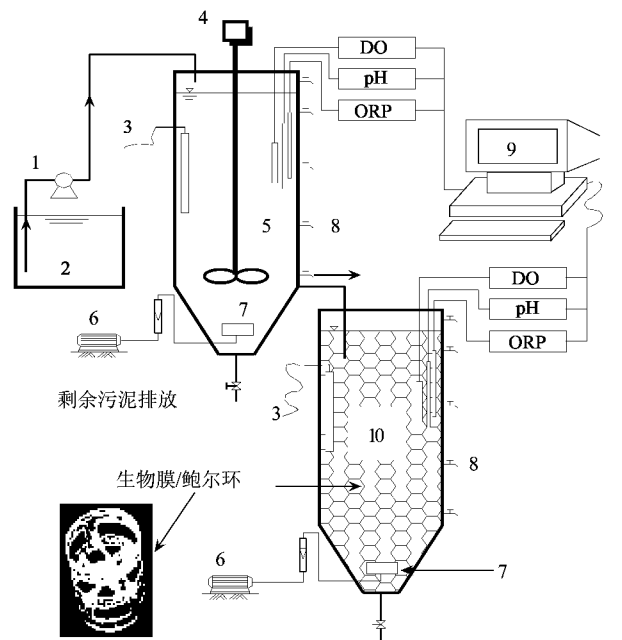
Table 1 Qualities of raw wastewater/mg·L⁻¹

项目	最小/最大	平均
COD	114/415	237.78
BOD	62.78/296	145.50
NH ₄ ⁺ -N	12.28/117.71	35.31
TN	12.77/128.30	37.28
PO ₄ ³⁻ -P	4.35/15.13	11.87
pH	6.81/7.88	7.20

1.2 A₂NSBR 双污泥系统试验装置与控制

A₂NSBR 双污泥试验装置如图 1 所示,由 2 套平行的 SBR 构成,分别为 An/ASBR(A₂SBR; 厌氧/缺氧 SBR)和 N-SBR(生物膜硝化 SBR).SBR 反应器高 70 cm,直径 20 cm,有效容积为 12 L,总容积为 14 L. SBR 反应器以黏砂块作为微孔曝气头,采用鼓风曝气方式. A₂SBR 反应器采用活性污泥法,内设有搅拌器;硝化 N-SBR 采用生物膜法,放置鲍尔环塑料填料.在 SBR 反应器内设有 DO、ORP 和 pH 传感器来

监测反应过程各参数值的变化.



1. 蠕动泵; 2. 水箱; 3. 温度控制器; 4. 搅拌器; 5. 厌氧/缺氧 SBR; 6. 空气泵; 7. 曝气头; 8. 取水口; 9. 计算机; 10. 硝化 SBBR

图 1 A₂N 反硝化除磷试验装置及控制系统

Fig.1 Schematic of the A₂NSBR and control equipment

A₂NSBR 的反应过程具体如下:①90 min 厌氧反应.在反应初期,将 9L 污水加入到 A₂SBR 中,与池底 3L 泥水相混合,搅拌厌氧反应;②30 ~ 45 min 沉淀.沉淀获得 9 L 富含 NH₄⁺ 和 PO₄³⁻ 的污水,此后将这部分水投加到生物膜 N-SBR 反应器中;③生物膜 N-SBR 好氧硝化时间 5 h;④ A₂SBR 180 min 缺氧反应.将 9 L 从硝化 N-SBR 出来的水加入到 A₂SBR 反应器中,进行反硝化吸磷反应;⑤120 min 好氧反应.在此阶段将污泥系统的 DO 浓度控制在 2 ~ 3 mg·L⁻¹.好氧反应结束后,将 100 mL 的剩余污泥排放到体系外,从而将污泥龄控制在 18 ~ 22 d 左右;⑥30 min 终沉排水.反应过程中,厌氧、缺氧、好氧及沉淀等各阶段的搅拌和曝气时间均有定时器自动控制;进水、排水、排泥和内换水由人工完成.

实验中所采用的分析方法均按照美国水工业协会发布的标准方法^[11].

1.3 A₂NSBR 工艺处理生活污水的试验方案

A₂NSBR 系统共运行了 300 d 左右,如表 2 所示,试验主要分为 2 个阶段:Ⅰ阶段通过改变进水的磷负荷,考察了 C/P 对系统除营养物的影响作用;Ⅱ阶段主要根据进水水质调整缺氧和好氧硝化时间,

确定系统的最佳 HRT.

表 2 试验运行方案		
Table 2 Experimental approaches		
阶段	运行时间/d	运行参数
阶段 I	I)64 ~ 94 d	P = 10 mg•L ⁻¹ , C/P = 19.39
	II)95 ~ 123 d	P = 15 mg•L ⁻¹ , C/P = 15.36
	III)124 ~ 161 d	P = 5 mg•L ⁻¹ , C/P = 30.79
	IV)162 ~ 173 d	P = 20 mg•L ⁻¹ , C/P = 9.5
Period II ¹⁾	a)219 ~ 246 d	t _{ano} = 3 h, t _n = 5 h; HRT = 11.5 h
	b)247 ~ 261 d	t _{ano} = 4 h, t _n = 4 h; HRT = 11.5 h
	c)262 ~ 272 d	t _{ano} = 3 h, t _n = 4 h; HRT = 10.5 h

1)在缺氧初期投加硝酸盐; t_{ano}为缺氧反应时间; t_n为硝化反应时间

2 结果与讨论

2.1 污水处理效能

表 3 显示了整个运行阶段的出水水质.不难看出,尽管进水水质波动范围较大,系统平均出水水质良好,COD 及氨氮出水已经达到国家综合排放标准 GB 18918-2002 一级排放标准^[12].试验过程生物膜硝化效果很好,厌氧反应后转移至硝化池的氨氮可被完全硝化,同时缺氧出水也大多未检测出硝态氮.但系统最终出水总氮均值达到 8.61 mg•L⁻¹,这是因为 A₂SBR 厌氧反应停止后沉积污泥滞留的氨氮未经 NSBR 硝化,经后置好氧曝气后部分转化为 NO_x-N(0 ~ 5 mg•L⁻¹),最终出水剩余氨氮浓度为 3.4 mg•L⁻¹左右.而对于磷的去除,为了探讨 C/P, I 阶段对进水磷浓度进行了调整,因此磷去除率波动范围较大,但平均去除率已达到 88.99%.

表 3 出水水质特征 ¹⁾		
Table 3 Effluent characteristics		
水质指标/mg•L ⁻¹	出水水质	去除率/%
NH ₄ ⁺ -N	0.37 ~ 16.39(6.78)	54.93 ~ 100(85.89)
TN	6.7 ~ 18.87(8.61)	60.56 ~ 90(82.3)
PO ₄ ³⁻ -P	0 ~ 13.89(2)	37.66 ~ 100(88.99)
COD	7 ~ 91(39)	64.91 ~ 90.36(84.56)

1) 括号内为平均值

2.2 一个循环反应周期内水质的典型变化

在 SBR 反应器中,观测各水质指标有助于详细了解各生化反应过程并决定系统最佳的运行控制方式.图 2 为 A₂NSBR 第 241 d 一个运行周期内各污染物的变化情况;图 3 为相应的 ORP、DO 和 pH 在线监测值.241 d 进水氨氮浓度为 29.33 mg•L⁻¹,厌氧混合以后浓度为 19.48 mg•L⁻¹;进水 PO₄³⁻-P 浓度为 12.71 mg•L⁻¹,厌氧混合初期为 9.6 mg•L⁻¹;COD 浓度为 226 mg•L⁻¹,混合后为 182 mg•L⁻¹.

结合图 2 和图 3 发现,厌氧反应进行至 15 min (箭头 A 点处)时,pH 值从 7.06 上升至 7.21,这是由厌氧反应初期聚磷菌快速吸收进水中的有机酸引起.之后到厌氧结束,pH 值一直处于下降趋势,并且其下降速率与磷的释放速率呈现一定的相关性.当系统磷释放速率较小时(70 min 左右),pH 值也趋近一个定值(箭头 B 所示),预示着磷释放的停止.而 ORP 曲线在厌氧过程一直呈下降趋势,并未给出释磷的结束点,但是 ORP 的在线监测有助于考察微生物所处环境的厌氧程度,保障放磷反应的绝氧环境.生物膜好氧阶段,pH 值在有机物的去除过程大幅上升直至达到难降解程度;随后进入硝化反应时,pH 一直下降,最后 pH 快速上升(点 C),指示着硝化反应的结束.在缺氧反硝化过程,pH 迅速大幅上升.而 ORP 值在反硝化阶段不断下降,初始 ORP 下降较

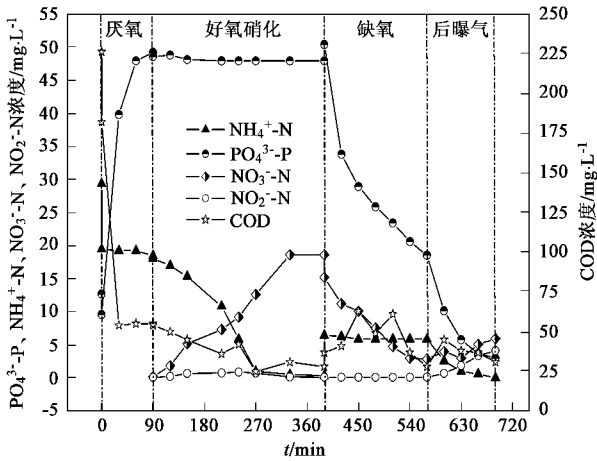


图 2 一个反应周期内 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、PO₄³⁻-P 和 COD 的变化规律(第 241 d)

Fig.2 Profiles of COD, PO₄³⁻-P, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N and NO₂⁻-N during a cycle (on day 241)

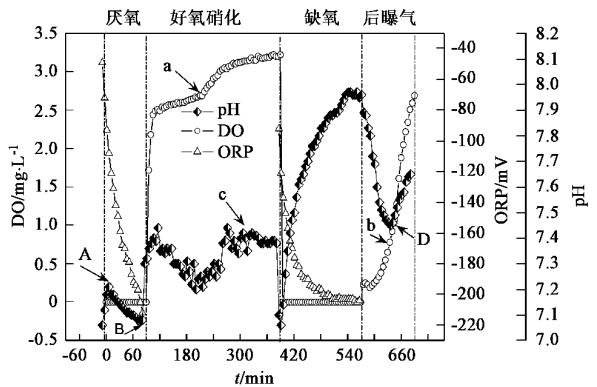


图 3 一个周期内 DO、ORP 和 pH 的变化规律

Fig.3 DO, ORP and pH variation during a cycle (on day 241)

快,而后减慢,最后 ORP 维持一个恒定值,此时系统的硝态氮浓度也因反硝化反应的持续进行达到一个相对稳定的值.

另外, A_2NSBR 曝气阶段的 DO 能够很好地反映有机物降解、硝化反应及好氧吸磷反应速率. DO 在 SBBR 生物膜法好氧反应过程很好地指示出有机物去除至难降解部分的转折点(箭头 a);在随后的硝化过程 DO 不断缓慢攀升,在硝化结束时 DO 上升的速率加快,后出现一个平台,很好地指示了硝化的结束点.在后曝气阶段也同样出现了一个指示硝化接近结束的拐点(箭头 b).

由此可得,ORP 和 pH 值的在线监测可以较准确地检测出磷的释放,反硝化脱氮以及磷的吸收情况.另一方面,DO 和 pH 可以联合指示硝化反应的终点.因此认为,利用 DO、pH 和 ORP 对 A_2NSBR 每一个反应过程进行控制是很有前景的,而这些控制点的获得可以用于决定 A_2NSBR 在不同的进水水质条件和生物条件下来灵活的调节决定各反应阶段的时间,从而增强除营养物工艺的可靠性和稳定性.

2.3 进水C/P对 A_2NSBR 除磷脱氮的影响作用

图 4 给出了 I 阶段进水 C/P 不同的 I ~ IV 阶段磷的去除情况.由图 4 可得,系统在 4 个阶段表现出良好的厌氧释磷效果,缺氧初的平均磷浓度可达 $42.05\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,缺氧末的平均磷浓度为 $20.81\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,缺氧吸磷占总去除量的 51% 以上;经过好氧曝气,沉淀出水的磷浓度为 $1.99\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.以上结果说明引入后置曝气段对于获得良好的除磷效果非常有利,好氧吸磷率已经占总吸磷率的 45% 左右.需要说明的是,因 DNPAOs 能同时利用 NO_3 和 O_2 作为电子受体,因此即便 DNPAOs 在 PAOs 系统中占优

势,只要它们体内的 PHB 储量充足,在后置好氧阶段也能进行很好地吸磷,降低最终出水的磷含量.

不同磷负荷的各阶段对磷的去除情况如下: C/P 平均值为 19.39,厌氧初磷实测浓度为 $11.85\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水磷浓度为 $0.45\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,磷去除率为 96.43%,已满足出水磷浓度 $\leq 0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的要求(I 阶段);当进水磷负荷升高, C/P 平均值下降至 15.36 时(II 阶段),进水磷浓度控制在 $15.52\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水磷浓度为 $1.56\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,磷的去除率为 88.54%,该阶段除磷效果有下降趋势;为恢复系统的磷去除效果,将 C/P 平均值提高到 30.79(III 阶段),进水磷浓度 $6.86\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水磷浓度为 $0.28\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,磷的去除率达到 96.64%;随后,继续升高进水磷浓度至 IV 阶段的 $21.58\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (C/P 为 9.5),出水磷浓度较高($8.48\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),磷的去除率下降为 61.99%,可见此时磷的去除恶化.

图 5 为进水 C/P 与磷去除率之间关系,可以看出,随着 C/P 的升高, P 的去除率整体呈现一个上升趋势.以上结果说明,进水 C/P 在 19.36 左右,系统即可稳定保持较好的除磷效果,当进水 C/P 高于该值,可以获得较好的除磷效果,而当 C/P 在 15.36 以下时,系统无法获得良好的除磷效果.

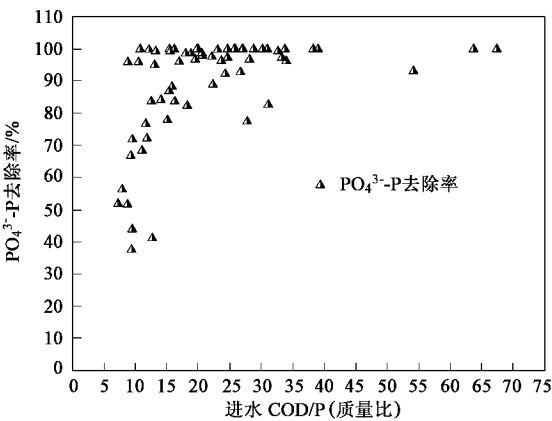


图 5 进水 P/C 与磷去除率的关系

Fig.5 Relation between P/C feeding ratio and phosphorus removal efficiency

Grady 等^[13]指出对于常规无硝化作用的 A/O 或者 VIP 等 BPR 工艺来说,每去除 1 mg 磷需 15 ~ 20 mg BOD(或 26 ~ 34 mg COD);而对于 SRT 较长的五段 Bardenpho 工艺来说,每去除 1 mg 磷所需要的 BOD₅ 量将超过 25 mg(或 43 mg COD).通常只有当进水有机物与磷的比值大于工艺所需要的 BOD₅/ΔP 值,换句话说,只有当废水中的有机物浓度大于工艺

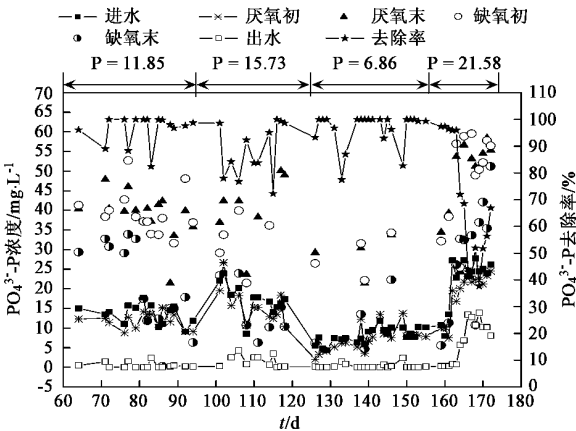


图 4 A_2NSBR system I 阶段 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除

Fig.4 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ removal in A_2NSBR system (I period)

去除磷所需的最低 $BOD_5/\Delta P$, 才能获得良好的除磷效果. 根据上述比例取下限值可以得到, 在本试验中, 即使在进水 P 平均浓度为 $6.86\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时的最低阶段, 要获得较好的磷去除效果, 所需的 COD 量至少为 $178\sim 233.24\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 而当进水 P 平均浓度上升至 $11.85\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 则至少需要 COD 量为 $308\sim 402.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 而本研究的上述 2 阶段在进水 COD 值不高的情况下, 获得了较好的除磷效果, 这说明相对于传统的脱氮除磷工艺, A_2NSBR 除磷过程节省碳源的特征非常显著.

图 6 列出了不同 C/P 条件下, A_2NSBR 各反应阶段磷的变化情况. 对比 4 种不同磷负荷运行情况发现, C/P 最小的 IV 阶段, 厌氧阶段磷的纯释放量最多. 这是因为进水中磷负荷的升高可以使 PAOs/DNPAOs 有更多的磷以聚磷颗粒的形式吸收^[14], 相应释放的

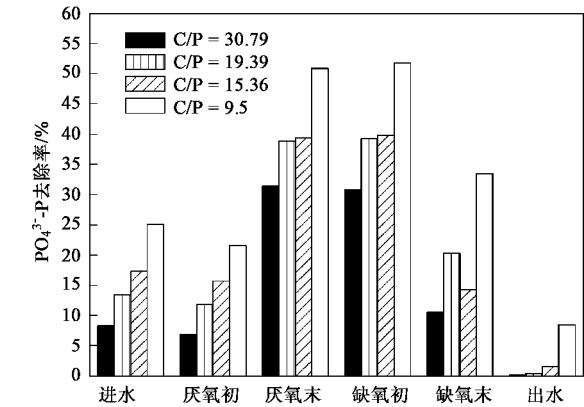


图 6 不同 C/P 各反应阶段 $PO_4^{3-}-P$ 的变化

Fig.6 Variation of $PO_4^{3-}-P$ at different reaction period with different C/P ratio

磷就越多; 同时, 磷负荷的升高 (C/P 降低), 通常可使除磷系统中污泥中的聚磷菌量提高. 但对于 IV 阶段, 由于缺氧段电子受体数有限, 释放出的磷无法被彻底吸收, 因而导致 C/P 较低的 IV 阶段最后出水磷浓度偏高.

2.4 进水 C/N、N/P 变化对 A_2NSBR 除磷脱氮的影响作用

与 C/P 比类似, 废水的 C/N 亦是影响 A_2NSBR 反硝化除磷工艺中脱氮和除磷效率的关键因素之一. 对于传统工艺来说, 低 COD/TN 污水要同步获得良好的脱氮和除磷是很难的.

I 阶段试验进水水质和 II 阶段有差异较大, 表 4 列出了 2 个阶段 (包括各子阶段) 的有机负荷、C/N、C/P 和 N/P. 可以看出, 2 个阶段有机负荷比较接近; I 阶段的 I) 阶段 C/N 为 4.45, C/P 为 19.39, 除磷和脱氮效果较好, 分别达到 96.43% 和 81.16%, 出水磷浓度也已符合排放标准^[12]; 当 C/N 减至 3.52, C/P 降为 15.36 时, 除磷效果仍然维持在 88% 左右, 但是脱氮效果大幅下降至 66%. 可见, 引入反硝化聚磷技术后, 系统即使脱氮率不高, 但除磷率却能维持较高水平, 这与常规工艺通常出现的脱氮效果好但是除磷效果差的现象正好相反. 当 C/N 和 C/P 继续升高, 系统脱氮除磷效果仍维持较好. 但当 C/N 升高至 6.18 时, 虽然脱氮率还处于较好水平, 但此时 C/P 比下降为 9.5 (N/P 较低, 仅为 1.54), 故除磷效果下降 (仅为 61.99%). 另一方面, 也可能是厌氧区未反应完全剩余的 COD 进入缺氧阶段, 被 OHOs 优先利用硝态氮电子受体, 导致 DNPAOs 可利用的硝态氮电子受体减少.

表 4 第 I 和第 II 阶段进水 C/N、C/P、N/P 与氮、磷去除率对比分析

Table 4 Comparison of C/N, C/P and N/P with nutriment removal efficiency for period I and II

阶段	有机负荷 (COD/MLSS) /mg·g ⁻¹	C/N	C/P	N/P	P 去除率/%	TN 去除率/%
I	64.33	4.45	19.39	4.35	96.43	81.16
	65.32	3.52	15.36	4.32	88.53	66.56
	63.10	5.83	30.79	5.27	96.64	79.41
	58.91	6.18	9.50	1.54	61.99	81.95
	62.92	5.00	18.76	3.87	85.90	77.27
II	59.24	7.87/5.62	16.22	2.06/2.89	75.09	83.32
	66.64	9.89/6.83	19.87	2.01/2.91	94.11	90.53
	58.62	10.82/6.9	18.44	1.70/2.65	78.18	88.17
	61.50	9.53/6.45	18.18	1.92/2.82	82.46	87.34

II 阶段的进水 C/N 明显高于 I 阶段, 为避免 II 阶段运行过程可能造成缺氧阶段电子受体硝态氮的不足, 继而影响系统中 DPB 微生物为优势菌属, 所

以在第 II 阶段采取在缺氧反应初投入定量的硝酸钾方式, 故此试验阶段 C/N 中的氮是按照在总氮含量的基础上外加 $10.77\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 硝酸盐氮计. 由

于Ⅱ阶段的C/N较高,因此Ⅱ阶段脱氮效果明显好于Ⅰ阶段.举例来说,在Ⅱ阶段的b)阶段,当C/N为6.83时,脱氮率就达到了90.53%左右;而此时C/P为19.87,除磷效果较好(94.11%).而当C/P低于该值时,除磷效果有所降低,出水磷含量将升高.

通过Ⅰ和Ⅱ阶段的对比试验发现,系统进水的C/N、C/P对A₂NSBR系统获得良好的脱氮除磷效果起着关键性的作用.对于A₂NSBR系统,进水C/N较低条件下,仍然可获得相对较好的除磷率,但由于硝化能力局限或者进水碳源的缺乏导致反硝化脱氮率较低.如果要提高系统的脱氮率则需要在进水中投加碳源和延长硝化反应时间2种方法来实现.提高C/N可以增加厌氧阶段PAOs/DNPAOs合成PHB的量,从而提高系统的脱氮和除磷效果,但是过高的C/N易导致厌氧反应过剩的COD进入缺氧阶段,优先支持OHOs的反硝化反应而使得缺氧阶段DPB可利用的电子受体数减少,使系统的除磷效果恶化^[15].另一方面,通常C/P比的升高利于系统除磷效果的提高,但由于A₂NSBR系统引入了缺氧吸磷效能,所以系统最终的吸磷效果很大程度上还受到NO_x-N电子受体数的影响,两者的综合作用将决定A₂NSBR的最终除磷效果^[16].

2.5 缺氧 HRT 的影响

Ⅱ阶段缺氧HRT对A₂NSBR系统脱氮除磷的影响结果见表5.分析表中a组数据发现,在缺氧反应末时系统中PO₄³⁻-P浓度还高达16.71 mg•L⁻¹,而此时电子受体NO_x-N的平均浓度亦有3.19 mg•L⁻¹,因此考虑是否因为3 h缺氧时间不够充分导致缺氧吸磷反应不完全,故在随后的b阶段将缺氧反应时间延长为4 h来实现提高除磷和脱氮效果的目的.

表5中数据显示,b阶段较a阶段的厌氧放磷和好氧吸磷量都有大幅度上升.分析原因发现,由于上阶段除磷效果不尽人意,故在b阶段将排泥量减少以增大系统的MLSS值,这使得磷在聚磷菌体内积累,从而使得厌氧放磷量不断增加.而提高缺氧反应时间后,缺氧段硝态氮浓度趋近于0,系统最后出水TN含量降低,脱氮率从76.64%升高到86.29%,除磷率提高得非常显著,从75.09%升高到94.11%.

随后的c阶段又将缺氧反应时间调回至3 h,考察系统的除磷脱氮效果.对比b和c阶段2组数据发现,2个阶段的厌氧放磷量接近,分别为50.80 mg•L⁻¹和50.03 mg•L⁻¹,这说明不存在因厌氧放磷

不充分造成合成的PHB不足以为缺氧吸磷所用的情况.而就缺氧吸磷来说,缺氧时间恢复减至3 h后,吸磷率分别为35.94 mg•L⁻¹和33.71 mg•L⁻¹.同时,查看第261 d(缺氧反应时间为4 h)的试验结果记录发现,该天在缺氧3 h末时的PO₄³⁻-P浓度为20.52 mg•L⁻¹,此时NO₃⁻-N浓度已经达到0 mg•L⁻¹.反应至3.5 h时,PO₄³⁻-P继续上升至22.28 mg•L⁻¹,缺氧反应末4 h时为23.93 mg•L⁻¹.以上数据说明系统在无NO₃⁻-N时,使得微生物处于厌氧状态,已经发生了磷的二次释放反应.此结果从另一角度也说明了,要实现A₂NSBR系统高效节能地运行,必须对工艺实现有效地实时控制或者智能控制.

表5 缺氧 HRT 对 A₂NSBR 系统脱氮除磷的影响

Table 5 Operation results of A₂NSBR under different anoxic HRT(average value)

指标	项目	反应阶段		
		a	b	c
反应时间/h	t _{厌氧}	3	4	3
	t _{硝化}	5	4	4
	HRT	11.5	11.5	10.5
COD/mg•L ⁻¹	进水	211.56	238	209.33
	出水	35.22	34	25.33
	去除率/%	83.35	85.71	87.90
NH ₄ ⁺ -N/mg•L ⁻¹	进水	24.92	20.42	17.06
	出水	0	0	0
	去除率/%	100	100	100
NO ₃ ⁻ -N/mg•L ⁻¹	厌氧初	20.27	21.26	17.24
	厌氧末	3.01	0	0
	出水	3.05	0.86	0.58
NO ₂ ⁻ -N/mg•L ⁻¹	厌氧初	0.22	0.19	0.13
	厌氧末	0.18	0.09	0.12
	出水	3.42	1.32	1.07
TN/mg•L ⁻¹	进水	26.89/37.66	24.07/34.84	19.33/30.1
	出水	6.28	3.30	3.56
	去除率/%	76.64/83.32	86.29/90.53	81.53/88.2
PO ₄ ³⁻ -P/mg•L ⁻¹	进水	13.04	11.98	11.35
	厌氧末	46.78	62.78	61.38
	缺氧末	16.71	26.84	27.67
	出水	3.25	0.71	2.48
	去除率/%	75.09	94.11	78.18

3 结论

(1) 引入缺氧吸磷菌实现脱氮和除磷的同步是应用A₂NSBR工艺进行营养物去除的最大的优点.该工艺在进水水质波动较大条件下显示出较为稳定的去除污染物特点:COD、氨氮、总氮和磷的平均去除率分别达到85.89%、82.3%、88.99%和84.56%.

(2) 进水C/P和C/N对A₂NSBR获得良好的脱氮除磷效果起着关键性作用.随着C/P的升高,P的去

除率整体呈现一个上升趋势.对于本系统来说, $C/P \geq 19.36$ 时,即可维持优良的除磷效果;当 C/P 比在 15.36 以下时,系统的除磷效果下降. A_2NSBR 在进水较低的 C/N 条件下仍然可获得相对较好的除磷率,但易导致反硝化脱氮率较低.提高 C/N 可全面提高系统的脱氮和除磷效果;但过高时易导致系统除磷效果恶化.

(3)改变缺氧水力停留时间的对比试验发现,要实现 A_2NSBR 系统高效节能地运行,必须对工艺实现有效地实时控制或者智能控制. $SBBR$ 生物膜好氧硝化过程,可利用 DO 和 pH 在线检测来联合指示硝化反应的终点.对于 $An/ASBR$ 系统,厌氧反应过程, pH 值可预示着磷释放的停止,而 ORP 的检测有助于考察微生物所处环境的厌氧程度,保障放磷反应的绝氧环境.在反硝化吸磷过程, ORP 和 pH 可以比较准确地检测出反硝化脱氮以及磷的吸收情况.

参考文献:

[1] Kuba T, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of nitrification in a two-sludge system [J]. *Wat Res*, 1996, **42**(1-2): 1702-1710.

[2] Kuba T, van Loosdrecht M C M, Brandse F A, *et al*. Occurrence of denitrifying phosphorus removal bacteria in modified UCT-type waste water treatment Plants [J]. *Wat Res*, 1997, **31**(41): 777-786.

[3] Bortone G, Marsili L S, Tilche A, *et al*. Anoxic phosphate uptake in the dephanox process [J]. *Wat Sci Tech*, 1999, **40**(4-5): 177-183.

[4] Copp J B, Dold P. Comparing sludge production under aerobic and anoxic condition [C]. IAWQ 19th Biennial International Conference. 1998. 268-275.

[5] Wang Y Y, Peng Y Z, Li T W, *et al*. Phosphorus removal under

anoxic conditions in a continuous-flow A_2N two sludge process [J]. *Wat Sci Technol*, 2004, **50**(6): 37-44.

[6] Kuba T, van Loosdrecht M C M. Phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor [J]. *Wat Sci Technol*, 1993, **27**: 241-252.

[7] Kerm-Jespersen J P, Henze M. Biological phosphorus release and uptake under alternation anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor [J]. *Wat Res*, 1993, **27**: 617-624.

[8] Hu Z R, Wentzel M C, Ekama G A. External nitrification in biological nutrient removal activated sludge system [J]. *Wat SA*, 2000, **26**(2): 225-238.

[9] Merzouki M, Bernet N, Delgenès J P, *et al*. Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater [J]. *Biores Technol*, 2005, **12**(96): 1317-1322.

[10] Ng W J, Ong S L, Hu J Y. Denitrifying phosphorus removal by anaerobic/anoxic sequencing batch reactor [J]. *Wat Sci Tech*, 2001, **3**(43): 139-146.

[11] American Public Health Association, Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [M]. (19th ed). Washington DC: 1995.

[12] GB 18918-2002, 城镇污水处理厂污染物排放标准.

[13] Grady C P L Jr, Daigger G T, Lim H C. Biological wastewater treatment [M]. (Second edition). New York: Marcel Dekker Inc. 1999.

[14] Merzouki M, Bernet N, Delgene's J P, *et al* Effect of operating parameters on anoxic biological phosphorus removal in anaerobic-anoxic sequencing batch reactor [J]. *Environ Technol*, 2001, **22**(4): 397-408.

[15] Wang Y Y, Peng Y Z, Peng C Y, *et al*. Influence of ORP variation, carbon source and nitrate concentration on denitrifying phosphorus removal by DPB sludge from dephanox process [J]. *Wat Sci Tech*, 2004, **50**(10): 153-161.

[16] 郝晓地. 可持续污水-废物处理技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2006.