



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202006009

中图分类号 X52

文献标识码 A

韦佳敏, 沈耀良, 黄慧敏, 等. 基质浓度对 ABR-MBR 短程反硝化除磷工艺效能的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(3): 939-945.

WEI Jiamin, SHEN Yaoliang, HUANG Huimin, et al. Effect of substrate concentration on the efficiency of ABR-MBR partial denitrifying phosphorus removal process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(3): 939-945.

基质浓度对 ABR-MBR 短程反硝化除磷工艺效能的影响

韦佳敏¹, 沈耀良^{2,*}, 黄慧敏³, 蒋志云², 刘文如²

1. 江苏理工学院化学与环境工程学院, 常州 213001

2. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009

3. 维尔利环保科技集团股份有限公司, 常州 213125

第一作者: 韦佳敏 (1993—), 男, 硕士, 助教。研究方向: 水污染控制与理论。E-mail: 478223661@qq.com

*通信作者: 沈耀良 (1961—), 男, 博士, 教授。研究方向: 水污染控制与理论。E-mail: ylshen@mail.usts.edu.cn

摘要 以低 C/N 值生活污水为处理对象, 重点考察了基质浓度对厌氧折流板反应器-膜生物反应器 (ABR-MBR) 系统短程反硝化除磷效能的影响。结果表明: 控制 C/N/P 值不变, 逐步提高进水基质浓度, 在工况 A、B、C 和 D 下所对应的 ABR 容积负荷 (VLR, 以 COD 计) 分别为 1.02、1.53、2.04 和 2.55 kg·(m³·d)⁻¹; 在 MBR 反应器中, 通过游离氨 (FA) 选择性抑制亚硝酸盐氧化菌 (NOBs), 使得氨氧化菌 (AOBs) 逐渐成为优势菌群, 亚硝酸盐积累率 (NAR) 稳定在 61.7%; 通过逐步驯化 DPBs 对 NO₂-N 的耐受能力, 以实现不同微生物的协同作用, 优化系统的稳定运行。在 ABR 容积负荷为 2.55 kg·(m³·d)⁻¹ 时, 游离亚硝酸 (FNA) 为 0.001 3 mg·L⁻¹, 对 DPBs 产生了严重抑制作用, 吸磷效果降至最低。

关键词 反硝化除磷; 基质浓度; 游离亚硝酸; 游离氨; 亚硝酸盐积累率

反硝化除磷菌 (DPBs) 具有与普通聚磷菌类似的代谢机理。在厌氧条件下 DPBs 利用胞内聚磷 (Poly-P) 及糖原 (Gly) 分解所获得的能量将挥发性脂肪酸 (VFA) 转移至体内合成 PHA, 宏观表现为 PO₄³⁻-P 浓度的升高, 该阶段为释磷阶段。在缺氧条件下, DPBs 利用 NO_x-N 代替 O₂ 作为电子受体, 将厌氧合成的 PHA 分解, 产生的能量用于吸收 PO₄³⁻-P 并合成 Poly-P 存储于胞内, 同时伴随着糖原的再生, 即缺氧吸磷, 从而实现了氮磷的同步去除^[1]。目前大多数的反硝化除磷研究都是以 NO₃-N 作为电子受体, 并且效果良好。而 NO₂-N 是硝化和反硝化过程的中间产物, DPBs 若能以其作为电子受体则能减少碳源消耗及曝气量, 并且由于其生长速率相对较慢, 因此, 也能减少污泥的产量。近期有研究^[2-3]表明, 当 NO₂-N 浓度较低时, DPBs 能够以 NO₂-N 为电子受体吸磷, 并且未受到抑制。而短程硝化与全程硝化相比具有节省曝气量、反应速率快等优点^[4], 因此, 短程反硝化除磷工艺受到更多学者的关注。

近年来, 多数研究者采用批次实验验证了 NO₂-N 作为反硝化除磷电子受体的可行性, 然而,

收稿日期: 2020-06-01; 录用日期: 2020-09-24

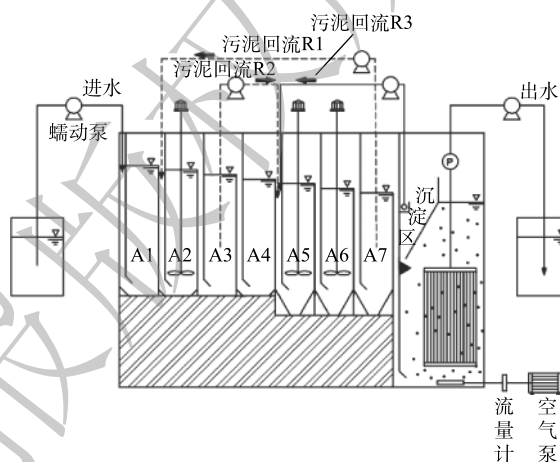
基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (51578353)

鲜有研究者考察 $\text{NO}_2\text{-N}$ 对长期运行效能的影响。ABR反应器具有微生物相分离以及对底物不同阶段和程度转化的优势,可产生VFA等优质碳源,同时,MBR具有高效的生物截留作用而被日益广泛地使用。本研究采用ABR-MBR工艺,驯化DPBs对 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的耐受程度,考察了在长期运行条件下 $\text{NO}_2\text{-N}$ 对反硝化吸磷的抑制程度及耐受限度,以期寻找出最佳的运行负荷,以实现碳氮磷的同步高效去除。

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行

ABR-MBR工艺实验装置及处理流程如图1所示,其由含有7个隔室的ABR反应器及好氧MBR反应器组成。反应器总有效容积为11.4 L,其中ABR有效容积为7.6 L, A1~A4为厌氧区, A5~A7为缺氧区, MBR设有沉淀区进行硝化液回流,有效容积为3.8 L,采用间歇抽吸出水,抽吸周期为10 min (8 min抽吸出水和2 min反冲洗)。ABR-MBR工艺设有3个回流为R1、R2、R3。污泥回流R1(污泥为A7~A2),将富含DPBs的污泥回流至厌氧A2隔室,通过A1隔室的水解酸化作用,旨在为DPBs提供优质碳源;污泥回流R2(污泥为A3~A5),利用A4隔室对剩余碳源进一步降解,消除传统反硝化菌对DPBs电子受体的竞争;硝化液回流R3从MBR沉淀区回流至A5,为DPBs提供电子受体。



注: A1~A4为厌氧区; A5~A7为缺氧区。

图1 ABR-MBR工艺实验装置

Fig. 1 Schematic diagram of ABR-MBR setup

表1为实验过程及其中对应的参数。由表1可知,实验分为4个工况,第1工况共运行22 d,其他每个工况均运行14 d。实验前152 d主要包括反硝化除磷的启动和考察HRT对系统的影响,得出最佳条件:ABR反应器HRT为9 h、污泥回流比保持在80%、硝化液回流比稳定在300%、反硝化除磷功能区(A2、A3、A5~A7)污泥龄(SRT)为25 d。控制MBR反应器内溶解氧在 $0.5\sim 1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,水温通过水浴加热维持在 $(30\pm 2)\text{ }^\circ\text{C}$,污泥龄为15 d。控制系统进水C/N/P值不变,逐步提高进水水质浓度,稳定MBR内短程硝化的运行,以实现ABR-MBR短程反硝化除磷工艺的优化与稳定。

表1 实验过程及参数

Table 1 Experimental process and parameters

工况	时间/d	HRT/h		COD/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TN/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TP/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	VLR/ ($\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$)
		ABR	MBR				
A	153~174	9	4.5	380	60	7.5	1.02
B	175~190	9	4.5	570	80	11	1.53
C	191~204	9	4.5	760	120	15	2.04
D	205~218	9	4.5	950	150	18	2.55

1.2 分析方法

COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、TN等指标采用标准方法^[5]测定,水样采用 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 中速滤纸过滤,以去除悬浮物的影响,其中COD采用快速消解法; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 采用纳氏试剂光度法测

定; $\text{NO}_2\text{-N}$ 采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法测定; $\text{NO}_3\text{-N}$ 采用紫外分光光度法; $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 采用钼锑抗分光光度法; TN 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法; MLSS 采用滤纸称重法测定。

亚硝酸盐积累率 (NAR) 按照式 (1) 计算。游离亚硝酸 (FNA) 及游离氨 (FA) 值按照式 (2) 和式 (3) 进行计算。

$$\eta = \frac{C_{\text{NO}_2\text{-N}}}{C_{\text{NO}_2\text{-N}} + C_{\text{NO}_3\text{-N}}} \times 100\% \quad (1)$$

式中: η 为亚硝酸盐积累率; $C_{\text{NO}_2\text{-N}}$ 和 $C_{\text{NO}_3\text{-N}}$ 为反应器中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

$$C_{\text{FNA}} = \frac{C_{\text{NO}_2\text{-N}}}{e^{-2.300/(273+T)} \times 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

$$C_{\text{FA}} = \frac{17}{14} \times \frac{C_{\text{NH}_4^+\text{-N}} \times 10^{\text{pH}}}{e^{6.344/(273+T)} + 10^{\text{pH}}} \quad (3)$$

式中: C_{FNA} 为游离亚硝酸的浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; C_{FA} 为游离氨的浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; T 为该系统的温度, $^{\circ}\text{C}$; $C_{\text{NH}_4^+\text{-N}}$ 为反应器中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 基质浓度对短程硝化的影响

如图 2 所示, 在工况 A、B、C 和 D 下, MBR 反应器内对应的平均亚硝酸盐积累率分别为 43.9%、51.3%、56.8% 和 61.7%。在工况 A 下, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化率达 98%; 随着反应的持续进行, 较低的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷使得 AOBs 的基质逐步缺失, 同时较低的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度也使得 FA 值较低, 因此, MBR 反应器对 NOBs 的抑制效果较差, 具有较强活性的 NOBs 会将 $\text{NO}_2\text{-N}$ 继续氧化为 $\text{NO}_3\text{-N}$, 从而使得 NAR 较低, 所以, 保证充足的氨氮浓度和抑制 NOBs 的生长是短程硝化稳定运行的关键所在^[6]。随着基质浓度的上升, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷逐渐升高, 在工况 C 和工况 D 下, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 出现少量剩余, 这说明 AOBs 基质浓度充足, 且其活性逐渐增强。

本研究中, 短程硝化稳定运行的因素主要归于以下几点: 首先是合适的 SRT。MULDER 等^[7] 的研究表明, 在 14°C 以上时, AOBs 和 NOBs 的世代周期分别为 8~36 h 和 12~59 h。因此, 将污泥龄控制在 AOBs 与 NOBs 最小世代周期内, NOBs 就会被逐渐淘洗掉, 使 AOBs 成为优势菌群, 本研究通过排除泥水混合液将泥龄控制在 15 d。其次是适宜的温度。在 20°C 时, AOBs 和 NOBs 的比增长速率 μ_{max} 分别为 0.801 d^{-1} 和 0.788 d^{-1} ; 当温度低于 20°C 时, AOBs 的 μ_{max} 小于 NOBs, 大于 20°C 时则相反^[8]。再次是维持较低的 DO 浓度。有研究^[9] 表明, AOBs 的氧饱和系数为 $0.2\sim 0.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NOBs 的氧饱和系数为 $1.2\sim 1.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 因此, 控制 DO 浓度是实现短程硝化的限制性因素, 本研究将 DO 浓度基本维持在 $0.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 由于 NOBs 的活性长期受到抑制, 故使得 NAR 逐渐升高。最后是控制较高的 FA 值, 从而抑制 NOBs 的生长^[10]。有研究^[11] 表明, 当 FA 浓度为 $0.1\sim 1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, NOBs 则会受到其抑制作用, FA 浓度达到 $6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 则 NOBs 的生长代谢则几乎被完全抑制, 而 AOBs 对 FA 的受抑制范围则为 $10\sim 150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在工况 A、B、C 和 D 下, FA 的浓度分别为

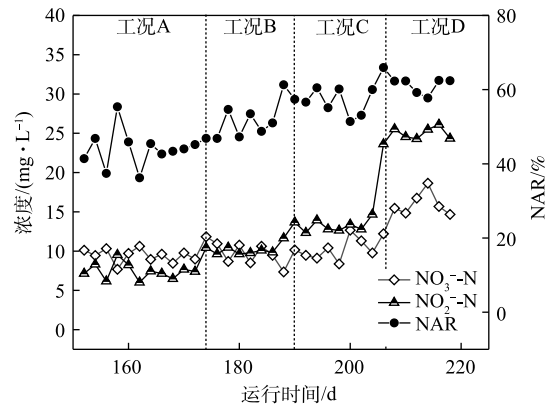


图 2 MBR 出水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 NAR 的变化

Fig. 2 Variations of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ and NAR in MBR outflow

4.48、6.72、8.96 和 11.19 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，在工况 D 下， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 150 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，NAR 稳定在 60% 以上，通过 FA 选择性抑制 NOBs，可使系统短程硝化高效稳定运行。

2.2 系统对 COD 的去除特性

图 3 为系统对 COD 的去除情况。由图 3 可知，在工况 A、B、C 和 D 下，系统对 COD 的去除率分别为 90.6%、93.3%、94.6% 和 95.3%。随着进水 COD 逐渐上升，其对应的 ABR 容积负荷 (以 COD 计) 分别为 1.02、1.53、2.04 和 2.55 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 。在工况 A 和工况 B 时，对 COD 去除占主导作用的是前 3 个隔室，主要是通过 A1 厌氧隔室的水解酸化作用产生 VFA，使 DPBs 利用优质碳源进行厌氧释磷完成对 COD 的去除。而随着基质浓度的升高，容积负荷 (VLR) 的升高使得前 3 个隔室对 COD 的去除效率下降。在工况 C 和工况 D 时，对 COD 去除作用的功能隔室则逐渐后移，A4 厌氧隔室通过产甲烷菌对剩余的 COD 进一步去除，剩余耗氧有机污染物 (以 COD 计) 则通过常规异养反硝化菌在缺氧段利用硝化液中的 $\text{NO}_x\text{-N}$ 被去除，至此大部分耗氧有机污染物 (以 COD 计) 已在 ABR 反应器去除，ABR 反应器的出水分别为 35.9、38.1、40.8 和 45.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。从工况 A 至工况 D，虽然 COD 呈梯度上升，但前端厌氧及缺氧隔室对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 仅有少量同化作用而去除，而经过前端 ABR 反应器对 COD 较高的去除率，使得进入 MBR 反应器的 C/N 值逐渐降低。张婷等^[12]研究表明，当 C/N=1 时，有利于短程硝化的运行，而过高的 C/N 值会导致普通异养菌的快速增殖，进而降低硝化反应的速率。本研究中进入 MBR 反应器的 C/N 值低于 1，因此，C/N 不会成为短程硝化的限制性因素。

2.3 系统对氮的去除特性

如图 4 所示，在工况 A、B、C 和 D 下，TN 平均去除率分别为 71.4%、76.6%、76.8% 和 56.3%。在工况 A 下，基质浓度较低，大部分耗氧有机污染物 (以 COD 计) 在缺氧段之前已经被完全去除，因此，系统脱氮则完全由 DPBs 主导，此时脱氮效率相对较低。在工况 B 和工况 C 条件下，虽然 NAR 稳定在 55% 以上，但由于回流硝化液中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度较低，尚未达到抑制缺氧吸磷的阈值，所以系统反硝化除磷脱氮效果依然很好，并且有剩余耗氧有机污染物 (以 COD 计) 参与了常规反硝化的作用，使得脱氮效率逐步提高。同时，GAOs 可能对脱氮也具有一定的贡献。GAOs 与 PAOs 具有相似的代谢机制，在反硝化除磷过程中，GAOs 的增殖始终伴随着 PAOs 的富集^[13]。有研究^[14]报道，在缺氧条件下，GAOs 可以进行与有氧条件下相同的代谢，GAOs 在厌氧环境下形成的 PHAs，在缺氧中利用其完成糖原的再生以及脱氮的作用，在脱氮过程中发挥了重要作用。在工况 D 条件下，由于基质浓度的升高使得 MBR 反应器内

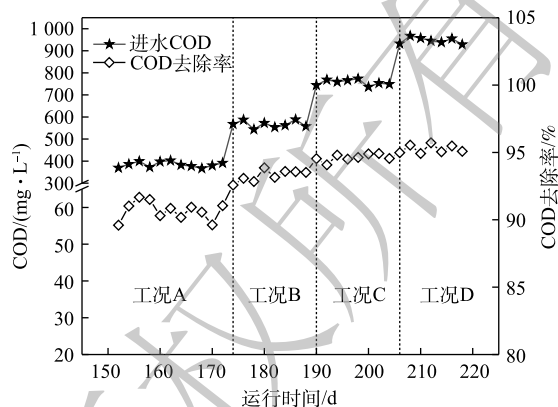


图 3 基质浓度对系统 COD 去除率的影响

Fig. 3 Influence of substrate concentration on COD removal efficiency

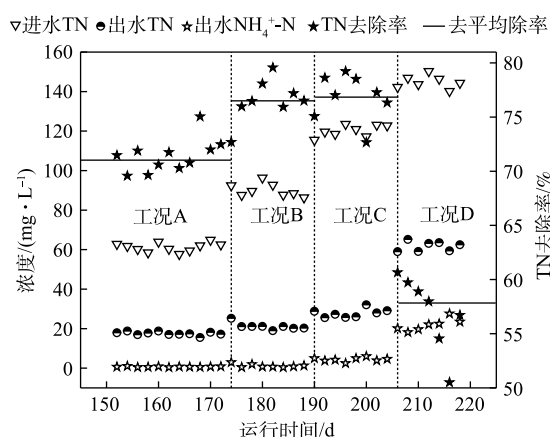


图 4 基质浓度对系统 TN 去除率的影响

Fig. 4 Influence of substrate concentration on TN removal efficiency

的NAR较高, 进而使得回流硝化液中 NO_2^- -N浓度超过了DPBs的耐受限度, 导致反硝化吸磷效果较低, 从而降低了脱氮的效能。而较高的基质浓度使得AOBs对氨氮的转化率也下降至84.2%, 测定到的出水 NH_4^+ -N平均浓度为 $22.92 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 因此, 一定的基质浓度范围有利于系统的脱氮效能。

2.4 系统对磷的去除特性

如图5所示, 在工况A、B、C和D下, 对应的ABR反应器中容积负荷(以 PO_4^{3-} -P计)分别为 0.021 、 0.032 、 0.043 和 $0.053 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, 系统对磷的平均去除率分别为89.96%、95.74%、93.3%和1.84%。在工况A条件下, MBR反应器NAR平均为43.9%, 且系统除磷率达到89.96%。这表明 NO_2^- -N能够作为电子受体实现除磷, 与ZHANG等^[15]的研究结论一致, 即低浓度的 NO_2^- -N并未抑制反硝化吸磷作用的进行。RUBIO-RINCÓN等^[13]使用16S rRNA基因扩增子测序和多聚磷酸盐激酶基因(ppk1)作为遗传标记, 结果表明, “*Candidatus Accumulibacter*”分为2个主要的支系(PAO I和PAO II)。同时, 通过宏基因组分析表明, PAO II的宏基因组缺乏呼吸硝酸盐还原酶(*nar*), 但具有利用亚硝酸盐还原为氮气的的能力, 这表明PAO II不能利用硝酸盐进行除磷, 而PAO I则能够利用 O_2 、 NO_2^- -N及 NO_3^- -N。

在工况B条件下, 虽然ABR进水磷负荷升高至 $0.032 \text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, MBR反应器平均NAR为51.3%, NO_2^- -N平均浓度达到 $10.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 但出水 PO_4^{3-} -P依旧稳定在 $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, PO_4^{3-} -P的去除率高达95.74%, 表明DPBs对 NO_2^- -N的耐受并未达到极限。在工况C条件下, 随着容积负荷的升高, 出水 NO_2^- -N平均浓度为 $13.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 回流硝化液中 NO_2^- -N浓度随之升高, 这对DPBs有一定的影响, 在第190天时, 出水 PO_4^{3-} -P增至 $2.41 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。随着ABR反应器内反硝化除磷功能区对DPBs的驯化, 出水平均 PO_4^{3-} -P稳定至 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。在工况D下, 回流 NO_x^- -N中 NO_2^- -N/ NO_3^- -N为0.617, 出水 NO_2^- -N平均浓度高达 $24.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 磷去除率瞬间下降, 甚至出现了负值, 磷吸收阶段受到严重的抑制作用。诸多研究^[16-18]表明, 亚硝酸质子化产物——游离亚硝酸(FNA)是缺氧吸磷真正的抑制剂, 而并非是亚硝酸盐的影响所致。在工况D条件下, FNA为 $0.0013 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 低于ZHOU等^[19]所报道的FNA对缺氧磷吸收完全抑制的浓度。FNA对吸磷的抑制作用主要是通过对微生物新陈代谢的影响得以实现: 首先, FNA影响ATP的合成, 能够提高质子透过膜的透过性, 导致质子推动力的效果变差, 从而影响了胞内聚磷的合成^[17]; 其次, FNA抑制反硝化酶的活性以及缺氧过程PHA的氧化, ZENG等^[18]的研究表明, 在缺氧条件下, 当FNA完全抑制吸磷时, PHA首先被用于 NO_2^- -N的还原从而实现解毒作用, 而不是作为吸磷的能量来源被DPBs分解。

3 结论

1) 控制ABR反应器HRT为9 h、C/N/P值不变、提高进水基质浓度, 在此条件下, MBR反应器在工况A、B、C和D下平均亚硝酸盐积累率分别为43.9%、51.3%、56.8%和61.7%; 通过SRT、DO浓度、温度及FA的协同作用稳定短程硝化的运行, 控制FA选择性抑制NOBs的功能, 可使AOBs逐渐成为优势菌群。

2) 随着基质浓度的上升, 负荷的升高使得前3隔室的COD去除率下降。在工况C和工况D下,

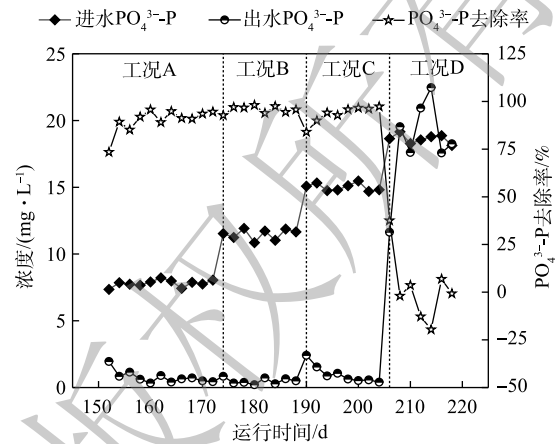


图5 基质浓度对磷去除率的影响

Fig. 5 Influence of substrate concentration on phosphorus removal efficiency

对 COD 去除作用的功能隔室则逐渐后移, 剩余耗氧有机污染物(以 COD 计)则通过常规异养反硝化菌在缺氧段利用硝化液中的 $\text{NO}_x\text{-N}$ 被去除; 同时基质浓度的上升也提高了脱氮率, 在一定的基质浓度范围内有利于系统的处理效能。

3) FNA 是缺氧吸磷真正的抑制剂。在 FNA 为 $0.0013 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 磷去除率骤降, 缺氧吸磷受到严重的抑制, 这主要是因为 FNA 影响了 ATP 的合成, 并且 FNA 抑制反硝化酶的活性以及缺氧过程中 PHA 的氧化。

参 考 文 献

- [1] KUBA T, MURNLEITNER E, LOOSDRECHT M C M V, et al. A metabolic model for biological phosphorus removal by denitrifying organisms[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1996, 52(6): 685-695.
- [2] WANG Y, ZHOU S, YE L, et al. Nitrite survival and nitrous oxide production of denitrifying phosphorus removal sludges in long-term nitrite/nitrate-fed sequencing batch reactors[J]. *Water Research*, 2014, 67: 33-45.
- [3] 张建华, 彭永臻, 张森, 等. 不同电子受体比对反硝化除磷特性及内碳源转化利用的影响[J]. *化工学报*, 2015, 66(12): 5045-5053.
- [4] 祝贵兵, 彭永臻, 郭建华. 短程硝化反硝化生物脱氮技术[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2008, 40(10): 1552-1557.
- [5] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [6] 孙艺齐, 卞伟, 李军, 等. $15\text{ }^\circ\text{C}$ SBBR短程硝化快速启动和稳定运行性能[J]. *环境科学*, 2019, 40(5): 1-11.
- [7] MULDER J W, LOOSDRECHT M C M V, HELLINGA C, et al. Full-scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering[J]. *Water Science and Technology*, 2001, 43(11): 127-134.
- [8] HELLINGA C, SCHELLEN A A J C, MULDER J W, et al. The sharon process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water[J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37(9): 135-142.
- [9] 张功良, 李冬, 张肖静, 等. 低温低氨氮SBR短程硝化稳定性实验研究[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(3): 610-616.
- [10] 孙洪伟, 尤永军, 赵华南, 等. 游离氨对硝化菌活性的抑制及可逆性影响[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(1): 95-100.
- [11] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B S. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. *Journal Water Pollution Control Federation*, 1976, 48(5): 835-852.
- [12] 张婷, 吴鹏, 沈耀良, 等. CSTR和MBR反应器的短程硝化快速启动[J]. *环境科学*, 2017, 38(8): 3399-3405.
- [13] RUBIO-RINCÓN F J, LOPEZ-VAZQUEZ C M, WELLES L, et al. Cooperation between *Candidatus Competibacter* and *Candidatus Accumulibacter* clade I, in denitrification and phosphate removal processes[J]. *Water Research*, 2017, 120: 156-164.
- [14] RIBERA-GUARDIA A, MARQUES R, ARANGIO C, et al. Distinctive denitrifying capabilities lead to differences in N_2O production by denitrifying polyphosphate accumulating organisms and denitrifying glycogen accumulating organisms[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 219: 106-113.
- [15] ZHANG S H, HUANG Y, HUA Y M. Denitrifying dephosphatation over nitrite: Effects of nitrite concentration, organic carbon, and pH[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(11): 3870-3875.
- [16] DUAN H, GAO S, LI X, et al. Improving wastewater management using free nitrous acid (FNA)[J]. *Water Research*, 2020, 171: 115382.
- [17] ZHOU Y, OEHMEN A, LIM M, et al. The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants[J]. *Water Research*, 2011, 45(15): 4672-4682.
- [18] ZENG W, WANG A, ZHANG J, et al. Enhanced biological phosphate removal from wastewater and clade-level population

dynamics of “*Candidatus Accumulibacter phosphatis*” under free nitrous acid inhibition: Linked with detoxication[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 296: 234-242.

[19] ZHOU Y, GANDA L, LIM M, et al. Response of poly-phosphate accumulating organisms to free nitrous acid inhibition under anoxic and aerobic conditions[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 116: 340-347.

(责任编辑: 曲娜)

Effect of substrate concentration on the efficiency of ABR-MBR partial denitrifying phosphorus removal process

WEI Jiamin¹, SHEN Yaoliang^{2,*}, HUANG Huimin³, JIANG Zhiyun², LIU Wenru²

1. School of Chemical and Environmental Engineering, Jiangsu University of Technology, Changzhou 213001, China

2. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China

3. WELLE Environmental Technology Group Co. Ltd., Changzhou 213125, China

*Corresponding author, E-mail: ylshen@mail.usts.edu.cn

Abstract The effect of substrate concentration on the efficiency of partial denitrifying phosphorus removal in an anaerobic baffled reactor-membrane bioreactor (ABR-MBR) system treating low C/N domestic wastewater was investigated. Results showed that at a constant C/N/P value, the gradual increase of the substrate concentration resulted in the ABR volume loading rates (VLR) as follows: 1.02, 1.53, 2.04 and 2.55 kg·(m³·d)⁻¹, which corresponded to the operating conditions A, B, C and D, respectively. In the MBR, free ammonia (FA) was used to selectively inhibit nitrite oxidizing bacteria (NOBs), and then ammonia oxidizing bacterias (AOBs) gradually became the dominant flora, and the nitrite accumulation rate (NAR) stably reached 61.7%. By gradually domesticating the tolerance of DPBs to NO₂⁻-N, the synergistic effects of different microorganisms occurred and the stable running of the system was optimized. At the ABR volume load rate of 2.55 kg·(m³·d)⁻¹, the free nitrous acid (FNA) of 0.001 3 mg·L⁻¹ had a serious inhibitory effect on DPBs, and minimized the phosphorus absorption effect.

Keywords denitrifying phosphorus removal; substrate concentration; free nitrous acid; free ammonia; nitrite accumulation rate