

溶解氧对 SBR 脱氮性能 与脱氮方式的影响

赵丽君¹ 方芳^{1*} 郭劲松^{1,2} 徐宇峰¹ 顾书军¹

(1. 重庆大学城市建设与环境工程学院, 重庆 400045; 2. 中国科学院重庆绿色智能技术研究院, 重庆 401122)

摘要 通过设置不同溶解氧(DO)浓度(曝气时段 DO 浓度均值分别为 2.0、1.2 和 0.4 mg/L),研究了 SBR 的脱氮性能以及脱氮方式。结果表明,低 DO 条件下 SBR 可实现良好的脱氮效果,但需延长曝气时间。运行稳定后,各反应器氨氮的去除率均达到 94% 以上。总氮去除率随 DO 水平的降低而增高,分别为 67%、74% 和 78%。不同 DO 浓度下 SBR 的脱氮方式不尽相同,DO 浓度越低,同步硝化反硝化(SND)脱氮效果越明显。DO 为 2.0、1.2 和 0.4 mg/L 时,SND 率分别为 31.4%、48.3% 和 66.8%。典型周期性实验表明,DO 为 2.0 mg/L 时,通过 SND 现象去除的总氮占进水总氮的比例为 7.6%,通过内源反硝化去除的总氮为 12.0%;DO 为 1.2 mg/L 时,通过亚硝酸盐型 SND 现象去除的总氮为 12.2%,通过内源反硝化去除的总氮为 8.1%;DO 为 0.4 mg/L 时,通过亚硝酸盐型 SND 现象去除的总氮为 15.8%,通过内源反硝化去除的总氮为 5.0%。

关键词 溶解氧 SBR NAR SND 脱氮方式

中图分类号 X703 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2015)03-1148-07

Impacts of dissolved oxygen level on nitrogen removal efficiencies and pathways in a sequential batch reactor

Zhao Lijun¹ Fang Fang^{1*} Guo Jinsong^{1,2} Xu Yufeng¹ Gu Shujun¹

(1. Faculty of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing 401122, China)

Abstract The impacts of dissolved oxygen level on nitrogen removal efficiencies and pathways in a sequential batch reactor were studied by setting dissolved oxygen (DO) levels at 2.0, 1.2 and 0.4 mg/L, respectively. Results show that good nitrogen removal efficiencies were achieved even under low DO conditions. However, while low DO conditions required more aeration time. In addition, while the reactor was stably operated, ammonia removal efficiencies were over 94%. However, total nitrogen (TN) removal efficiency increased as DO level decreased. The TN removal efficiencies were 67%, 74% and 78% at the applied DO levels. In addition, the phenomenon of simultaneous nitrification and denitrification (SND) was more obvious when low DO was applied. While the DO were 2.0, 1.2 and 0.4 mg/L, SND rates were 31.4%, 48.3% and 66.8%, respectively. Typical periodic experiments showed that while DO was 2.0 mg/L, 7.6% of total nitrogen were removed via SND and 12.0% of total nitrogen were removed via endogenous denitrification. Moreover, while DO were 1.2 mg/L and 0.4 mg/L, 12.2% and 15.8% of total nitrogen were removed via nitrous acid type SND, respectively; 8.1% and 5.0% of total nitrogen were removed via endogenous denitrification, respectively.

Key words dissolved oxygen; SBR; NAR; SND; pathway of nitrogen removal

溶解氧(dissolved oxygen, DO)是活性污泥工艺设计和运行最重要的参数之一,其含量直接影响反应器内微生物种群构成及处理工艺的出水水质。一般情况下,DO 浓度控制在 2.0 mg/L 以上。但过高的 DO 浓度不仅耗能,且不利于短程硝化和同步硝化反硝化(simultaneous nitrification and denitrification, SND)的进行。

同步硝化反硝化是一种可持续的污水脱氮技术,可减少反应池体积,缩短反应时间。同步硝化反

基金项目:国家自然科学基金资助项目(51278509)

收稿日期:2014-01-23; 修订日期:2014-02-14

作者简介:赵丽君(1989—),女,硕士研究生,主要从事废水处理理论与技术。E-mail: 827140778@qq.com

* 通讯联系人, E-mail: fang_cqu@126.com

硝化过程中,若使硝化反应停留在亚硝化阶段,实现亚硝酸盐型同步硝化反硝化,还可进一步缩短生物脱氮工艺流程,减少反应时间,与全程硝化反硝化相比,可节省约 25% 的曝气量和 40% 的有机碳源^[1,2]。亚硝酸盐型同步硝化反硝化工艺的关键在于将硝化反应控制在亚硝化阶段。影响亚硝态氮积累的因素很多。Gao 等^[3]认为,温度、DO、pH、C/N 及污泥絮状结构等因素对稳定的亚硝化至为关键。马勇等^[4]认为 DO 浓度是实现短程硝化反硝化的关键性控制参数。张可方等^[5]研究了 SBR 中温度、DO 对短程 SND 去除效果的影响,结果表明,DO 是实现短程硝化及同步硝化反硝化的重要影响因素之一,DO 控制在 0.5 ~ 1.0 mg/L 即可得到良好的脱氮效果。方茜等^[6]发现,供氧模式也影响着 SND 过程的稳定性和完全程度,在恒定气量条件下,反应周期内曝气时间占总反应时间的百分数较低的间歇曝气模式最适宜持续稳定 SND 的发生。可见,控制 DO 是实现短程硝化和同步硝化反硝化的必要手段。为研究不同 DO 浓度对 SBR 系统脱氮方式的影响,设置了 3 组平行的 SBR 装置,研究了 3 种 DO 浓度下 SBR 的脱氮性能及脱氮方式,以期为不同 DO 浓度下的 SBR 生物脱氮工艺提供一定的理论基础。

1 材料与方法

1.1 实验装置和方法

实验采用 SBR 装置,如图 1 所示。

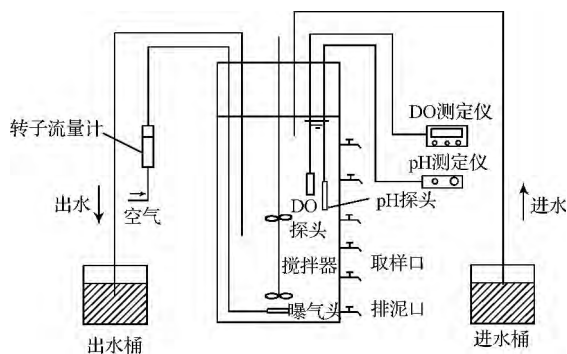


图 1 SBR 装置示意图

Fig. 1 Schematic of SBR

SBR 由圆柱形有机玻璃管制成,有效容积 10 L,采用曝气砂头作为微孔曝气器,曝气量由转子流量计控制。设置 SBR1、SBR2 和 SBR3 3 组平行反应器,曝气量分别恒定控制为 60、48 和 24 L/h,曝气阶段 DO 均值约为 2.0、1.2 和 0.4 mg/L。SBR 运行周

期为 6 h,包括进水(10 min)、曝气(120 ~ 180 min)、停曝(90 ~ 150 min)、沉淀(60 min)、排水(10 min)、闲置(10 min),其中曝气阶段和停曝阶段的持续时间随 SBRDO 水平的不同而有所不同,但曝气阶段和停曝阶段的总时长均为 270 min。反应器内水温为 $(25 \pm 0.5) ^\circ\text{C}$,污泥龄(SRT)控制为 20 d,有机负荷约 0.22 kg COD/(kg MLSS · d),排水比为 0.25。

有研究指出^[7],DO 过低可导致反应器硝化速率的下降,并延长硝化反应完成的时间。另一方面,如果不控制曝气时间,亚硝化反应结束后亚硝态氮会被进一步转化为硝态氮,不利于短程硝化的实现。因此,本实验对不同 DO 水平下 SBR 的曝气时间进行调节,以曝气阶段 DO 出现突变点^[8]作为该阶段结束的标志,以此调节 SBR 曝气阶段和停曝阶段的时间,并在此基础上考察各反应器对氨氮和总氮的去除效果以及不同 DO 对脱氮方式的影响。

1.2 实验用水

实验原水为人工配水,以葡萄糖和氯化铵提供碳源和氮源,投加适量碳酸氢钠调节进水碱度,并投加硫酸镁、氯化钙和氯化铁等提供微量元素。实验期间原水水质指标见表 1。

表 1 原水水质

项目	COD (mg/L)	TN (mg/L)	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (mg/L)	pH
范围	450 ~ 500	69.7 ~ 78.5	61.5 ~ 75.8	7.0 ~ 7.8
均值	487	72.5	68.4	7.5

1.3 接种污泥

接种污泥取自某污水处理厂,MLVSS 约为 10 000 ~ 11 000 mg/L,MLSS 约在 14 500 ~ 15 000 mg/L,MLVSS/MLSS 为 0.68 ~ 0.73。以 40 目筛网滤去污泥中大颗粒物物质后置于培养桶中,以实验用水为基质对污泥进行驯化,每天运行 2 个周期,排水比为 0.5,HRT 为 24 h,曝气期 DO 浓度维持在 2.0 ~ 5.0 mg/L 左右。2 周后,污泥颜色由深褐色转为浅褐色,且 COD 和氨氮的去除率均达到 90% 以上,可以认为污泥基本适应了基质的转变,将其转置于 3 个 SBR 中进行实验。

1.4 分析项目及测试方法

根据文献[9]所列水质指标的测试方法,氨氮采用纳氏试剂分光光度法;亚硝态氮采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;硝态氮采用氨基磺酸紫外分光光度法;总氮采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度

法; COD 采用重铬酸钾法。DO 采用 YSI Model 5200 溶氧仪测定。

1.5 亚硝酸盐积累率及同步硝化反硝化率的计算

采用亚硝酸盐积累率(nitrite accumulation rate , NAR) 表示 SBR 系统亚硝态氮的积累程度, 计算公式^[10]如式(1)所示。NAR 越高, 表明系统内亚硝态氮的积累率越高, 亚硝化程度也越高^[11]。当亚硝态氮积累率超过 50% 即认为进入了短程硝化状态^[12]。

$$NAR = \frac{\rho_{NO_2^- - N}}{\rho_{NO_2^- - N} + \rho_{NO_3^- - N}} \times 100\% \quad (1)$$

式中: $\rho_{NO_2^- - N}$ 为出水亚硝态氮浓度, mg/L; $\rho_{NO_3^- - N}$ 为出水硝态氮浓度, mg/L。

同步硝化反硝化率用 SBR 通过 SND 现象去除的氮占曝气时段去除氮的比例表示, 计算公式^[13]如式(2)所示。

$$E_{SND} = \frac{\rho_{NH_4^+ - N(\text{oxidized})} - \rho_{NO_x^- - N(\text{produced})}}{\rho_{NH_4^+ - N(\text{oxidized})}} \times 100\% \quad (2)$$

式中: E_{SND} 为同步硝化反硝化率, 通过 SND 现象去除的氮占曝气时段去除氮的百分比; $\rho_{NH_4^+ - N(\text{oxidized})}$ 为曝气阶段被去除的氨氮浓度, mg/L; $\rho_{NO_x^- - N(\text{produced})}$ 为曝气阶段生成的亚硝态氮和硝态氮浓度, mg/L。

2 结果与分析

2.1 不同 DO 条件下 SBR 曝气时间的确定

将驯化后的污泥加入 SBR 中, 图 2 所示为在不同恒定曝气量下各反应器 DO 随曝气时间的变化曲线。

由图 2 可知, 恒定曝气量下 3 组 SBRDO 变化规律相似, 在曝气时间至 120、150 和 180 min 时, SBR1、SBR2 和 SBR3 分别出现了 DO 值跃升现象, 并将其作为各反应器停止曝气的时间点。由于曝气

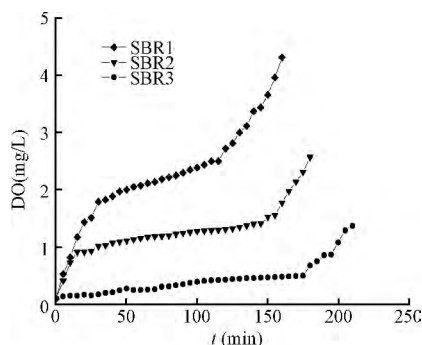


图2 DO 值变化曲线

Fig.2 Variation of DO value

时段和停曝时段的总时长均为 270 min, 则 3 组 SBR 相应的停曝时长分别为 150、120 和 90 min。

反应器曝气阶段, 当有机物的矿化及氮氮的硝化反应完成之后, 微生物逐渐进入内源呼吸阶段, 由于耗氧速率小于供氧速率, 溶解氧在反应器内迅速积累并在某一刻出现 DO 值的跃升现象, 该时刻即 DO 突变点。3 组 SBR 在曝气时段 DO 平均浓度分别约为 2.0、1.2 和 0.4 mg/L, 在反应器污泥负荷和环境条件相同的情况下, DO 作为电子受体成为硝化反应的限制性因素^[13], 曝气量越大, 溶解氧浓度越高, 反应速率则越快, 反应时间越短, 反之亦然。因此各组反应器的曝气时长并不相同, 而 DO 变化曲线上的突变点可作为判定曝气时段终点的依据, 进而控制曝气过程的结束, 有利于实现和维持短程硝化。

2.2 DO 对脱氮效果的影响

2.2.1 DO 对氨氮去除效果的影响

不同 DO 条件下 SBR 对氨氮的去除效果如图 3 所示。

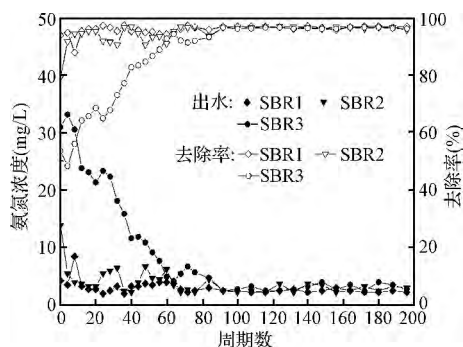


图3 不同 DO 条件下氨氮的去除效果

Fig.3 Ammonia nitrogen removal efficiency under different DO conditions

由图 3 可知, SBR1 对氨氮去除效果一直较好, 氨氮的平均去除率为 96%, 出水氨氮平均浓度为 2.8 mg/L。SBR2 和 SBR3 对氨氮的去除率随运行时间的延续逐渐升高, 表现出对 DO 降低后的适应过程。当 DO 浓度为 1.2 mg/L 时, SBR2 在前 60 个周期出水氨氮浓度有所波动, 60 个周期后, 氨氮的去除率趋于稳定, 约为 94%, 出水氨氮平均浓度为 3.8 mg/L。当 DO 为 0.4 mg/L 时, SBR3 在前 8 个周期出水氨氮浓度较高, 但随着系统对低氧环境的适应, SBR3 在 8 至 92 个周期中出水氨氮浓度逐渐降低, 92 个周期后出水氨氮低于 3.0 mg/L, 去除率

达到 95%。

溶解氧作为电子受体是控制硝化反应速率的关键因素。一方面,低 DO 环境会使氨氧化菌(ammonia oxidizing bacteria, AOB) 活性降低,导致其对氨氮的氧化速率下降;但另一方面,低 DO 浓度会产生 AOB 的积累。Hanaki 等^[14]发现,反应体系中 DO 浓度控制在 0.5 mg/L 时, AOB 的增殖速率比 DO 充足时加快了近 1 倍; Liu 等^[15]指出,由于长期处于低 DO 条件下,微生物内源呼吸衰减速率降低,从而使 AOB 的生物量增加。由此推测, SBR 系统中 AOB 的大量增殖在一定程度上补偿了由 DO 浓度较低所造成的微生物代谢水平下降,这种补偿特性使得在低 DO 条件下驯化后的 SBR 系统保持了良好的氨氮去除效果。

2.2.2 DO 对总氮去除效果的影响

不同 DO 条件下出水 TN 的浓度变化如图 4 所示。

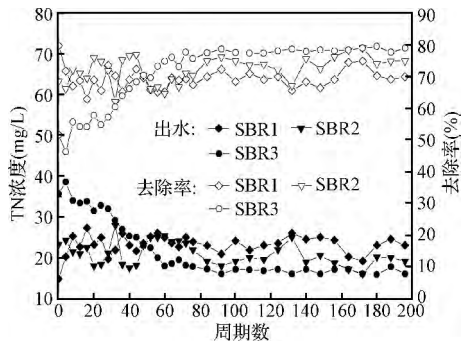


图4 不同 DO 条件对总氮去除效果

Fig. 4 Total nitrogen removal efficiency under different DO conditions

由图 4 可知, SBR1、SBR2 的出水总氮平均浓度分别为 24.5 和 20.2 mg/L, 总氮平均去除率分别为 67% 和 74%; SBR3 出水总氮浓度在前 92 个周期呈现出逐渐降低的趋势, 92 个周期后, 出水总氮浓度趋于稳定, 均值为 16.7 mg/L, 平均去除率达到 78%。

在 SBR 运行稳定后, DO 水平越低, SBR 的脱氮效率越高, 这可能是因为低 DO SBR 系统中更有利于发生同步硝化反硝化作用。同步硝化反硝化是硝化反应和反硝化反应同时进行的脱氮现象, 由于硝化过程和反硝化过程对环境条件的要求差异较大, 因而活性污泥絮体内部缺氧环境的形成是同步硝化反硝化的主要影响因素。溶解氧在污

泥絮体内的扩散存在一定的浓度梯度, 当反应器内 DO 过高时, 氧在絮体中的传质推动力增大, 势必会导致絮体内部 DO 增加。而传统脱氮理论认为, 反硝化菌是异养兼性厌氧菌, 如果系统中溶解氧较高, 反硝化菌体内硝酸盐还原酶的合成将会被抑制^[16], 影响系统反硝化。而反应器长期维持低 DO 浓度, 保证了污泥内部存在一定比例的缺氧环境, 使反硝化能力增强, 提高了系统的 TN 去除率。

2.3 不同 DO 条件下脱氮方式的探讨

2.3.1 亚硝酸盐的积累

不同 DO 条件下 SBR 出水亚硝态氮和硝态氮的浓度, 以及亚硝酸盐的积累率如图 5 和图 6 所示。

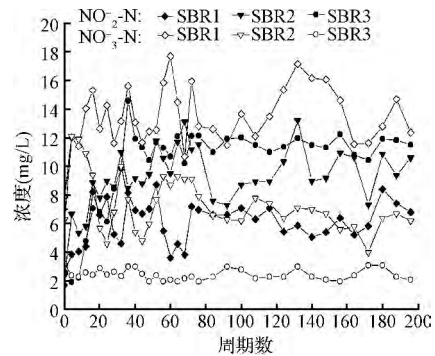


图5 不同 DO 条件下出水亚硝态氮及硝态氮浓度

Fig. 5 Nitrite nitrogen and nitrate nitrogen concentrations under different DO conditions

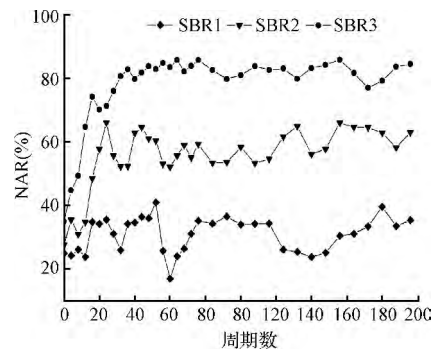


图6 不同 DO 条件下亚硝酸盐的积累率

Fig. 6 Nitrite accumulation rates under different DO conditions

由图 5 可知, 不同 DO 条件下 SBR 出水亚硝态氮和硝态氮的含量有很大的不同。SBR1 中出水硝态氮的浓度较高, 而 SBR2 和 SBR3 中亚硝态氮的浓度明显高于硝态氮浓度。由图 6 可以看出, SBR1 亚硝酸盐积累率低于 40%; SBR2、SBR3 亚硝酸盐积累率分别在 20 个周期和 10 个周期后达到 50% 以上,

出现了亚硝态氮积累现象,待反应器达到稳定状态后,亚硝酸盐平均积累率分别为 61% 和 82%。SBR2 和 SBR3 均发生了短程硝化反硝化现象。由此可知, SBR 随着 DO 浓度的降低,亚硝酸盐积累率明显增高。

完整的硝化过程由氨氮的亚硝化过程及亚硝酸盐的硝化过程组成,分别由氨氧化菌(AOB)及亚硝酸盐氧化菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)完成。由于 AOB 的氧饱和常数(0.2~0.4 mg/L)远小于 NOB 的饱和常数(1.2~1.5 mg/L)^[17,18],故系统 DO 浓度越低, AOB 在和 NOB 的竞争中优势越明显, NOB 的代谢能力大幅度下降,其氧化亚硝态氮的能力大为减弱,从而使低 DO 环境更有利于亚硝酸盐的积累。

2.3.2 探讨 DO 对 SBR 脱氮方式的影响

不同 DO 条件下 SBR 稳定运行后,比较了 3 组 SBR 某典型周期内曝气-停曝时段 COD 及含氮物质的转化情况,如图 7 所示。

由图 7 可知,不同 DO 浓度下 COD 随时间变化趋势相同。反应器开始曝气后,有机物被迅速吸附分解, COD 浓度急剧下降; 40 min 时 3 个反应器 COD 浓度均降至 45.0 mg/L 以下,并在随后的 240 min 持续缓慢下降。

SBR1 DO 浓度较高,氨氮降解速率较快,曝气 90 min 后氨氮浓度已降至约 2.1 mg/L。曝气-停曝全过程亚硝态氮浓度始终维持在较低水平上,均低于 3.0 mg/L,没有出现亚硝态氮的积累现象;曝气阶段硝态氮浓度持续上升,在 10 min 至 130 min 时段内,硝态氮浓度由 14.3 mg/L 上升至 26.1 mg/L,而总氮浓度由第 10 分钟的 36.1 mg/L 降至 130 min 的 30.1 mg/L,降低了 6.0 mg/L。经计算, SBR1 曝气段 SND 率为 31.4%。停止曝气后, SBR1 进入内源反硝化阶段,硝态氮有所降低,至 280 min 时浓度为 15.7 mg/L,总氮浓度降至 21.3 mg/L。曝气-停曝全过程总氮去除率达到 71.6%。

与 SBR1 全程硝化反硝化不同,曝气结束时 SBR2 氨氮浓度降至 3.2 mg/L,去除率达到 95.2%。同时,亚硝态氮和硝态氮在曝气阶段均有生成,但亚硝态氮的浓度始终高于硝态氮的浓度,至 160 min 时分别为 12.5 mg/L 和 9.2 mg/L,亚硝酸盐积累率一直维持在 50% 以上。总氮则由第 10 min 的 33.9 mg/L 降至 160 min 的 25.8 mg/L,降低了 8.1 mg/L。经计算, SBR2 曝气段 SND 率约为 48.3%。停止

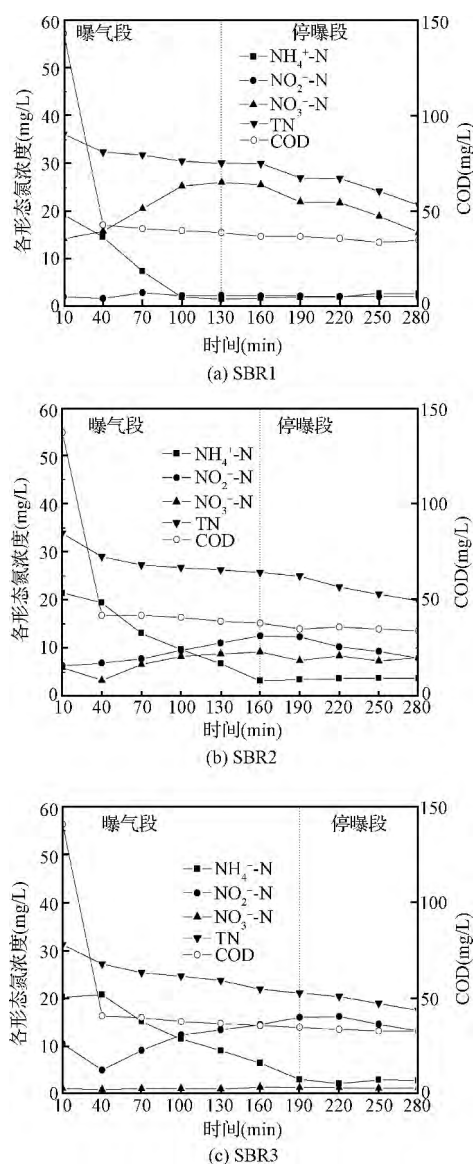


图7 曝气-停曝时段 SBR 内 COD 及含氮物质的变化

Fig. 7 Changes of COD and nitrogenous substance in SBRs at the aeration-stop of aeration time

曝气后,在内源反硝化的作用下,亚硝态氮和硝态氮均有所下降,至 280 min 时浓度分别为 7.9 mg/L 和 8.0 mg/L,总氮浓度下降至 19.9 mg/L。曝气-停曝全过程总氮去除率为 73.5%。

SBR3 DO 浓度较低,氨氮氧化速率明显较低,曝气至 180 min 时氨氮浓度降至 3.1 mg/L,去除率为 95.4%。同时,亚硝态氮浓度在曝气阶段迅速上升,亚硝态氮浓度由第 10 分钟的 10.6 mg/L 上升至 190 min 的 16.1 mg/L,而硝态氮浓度一直处在较低水平,始终低于 1.5 mg/L。曝气阶段,亚硝态氮为总氮的主要形态。曝气期间,总氮缓慢下降,至曝气

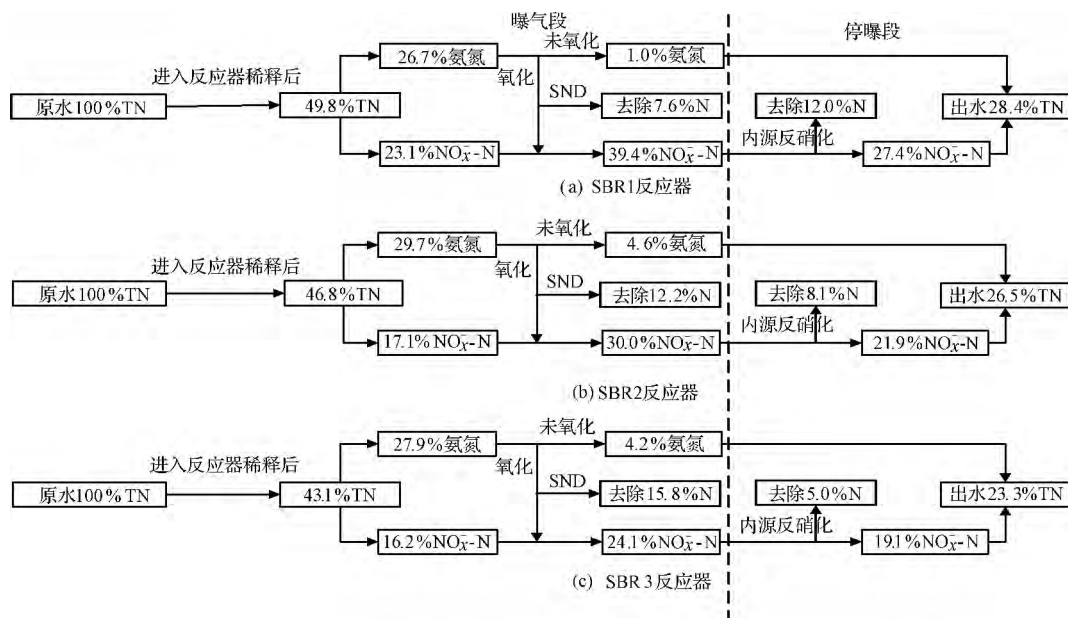


图8 曝气-停曝时段 SBR 内氮平衡

Fig. 8 Nitrogen balance in SBRs at the aeration-stop of aeration time

结束,总氮的浓度由第 10 min 的 31.3 mg/L 降至 190 min 的 21.1 mg/L,降低了 10.2 mg/L。可见 SBR3 在曝气阶段发生了明显的 SND 现象, SND 率为 66.8%。停止曝气后,亚硝态氮浓度逐渐降低,至 280 min 时浓度为 13.2 mg/L,总氮浓度降至 17.5 mg/L。曝气-停曝全过程总氮去除率为 76.7%。

SBR 的 DO 浓度越低,同步硝化反硝化脱氮效果越明显, SND 率依次升高,分别为 31.4%、48.3% 和 66.8%。曝气阶段 DO 为 2 mg/L 时,由于 NOB 活性较高,中间产物以硝态氮为主, SND 现象主要通过全程硝化反硝化途径实现; DO 为 1.2 mg/L 和 0.4 mg/L 的条件下,亚硝态氮得到积累, NAR 率均达到 50% 以上,分别为 56.7% 和 89.5%,因而可认为 SBR2 和 SBR3 中出现了亚硝酸型的 SND 现象,该过程有效缩短了硝化反硝化的长流程,具有较高的总氮去除效率。

设进水总氮含量为 100%,绘制了曝气-停曝时段 SBR 内氮平衡图,如图 8 所示。可以看出,随着 DO 浓度的降低,曝气段通过 SND 去除的氮占进水总氮的比例依次升高,分别为 7.6%、12.2% 和 15.8%;而停曝段通过内源反硝化去除的氮的比例依次降低,分别为 12.0%、8.1% 和 5.0%。可见, SBR1 总氮主要通过停曝段的内源反硝化过程去除,而 SBR2 和 SBR3 总氮则通过曝气段的亚硝酸型 SND 过程去除。

3 结论

考察了不同 DO 对 SBR 脱氮效果的影响,结果表明,低 DO 条件下也可实现对氨氮的良好去除,但需延长曝气时间。当 SBR DO 浓度为 2.0 mg/L 时, 120 min 的曝气时长基本可完成氨氮转化过程; DO 浓度为 1.2 mg/L 时, 150 min 的曝气时长基本可完成氨氮转化过程; DO 浓度为 0.4 mg/L 时,完成氨氮转化过程的时长延至 180 min。不同 DO 条件下稳定运行后的 SBR 对氨氮的去除率均在 94% 以上。同时,随着 DO 浓度的降低,总氮去除率呈上升趋势, DO 浓度为 1.2 mg/L 和 0.4 mg/L 时,对总氮的去除率较 DO 浓度为 2.0 mg/L 时的 67% 提高了 7% 和 11%,分别为 74% 和 78%。

由于曝气阶段 DO 浓度的不同, 3 组 SBR 的脱氮方式也有所区别。DO 为 2.0 mg/L 时, SBR 中含氮物质以硝态氮为主要形态,曝气阶段的 SND 现象通过全程硝化反硝化途径实现,通过内源反硝化去除的总氮多于通过 SND 现象去除的总氮; DO 为 1.2 mg/L 和 0.4 mg/L 时,由于反应器内溶解氧浓度较低, SBR 出现了亚硝态氮的积累,曝气阶段实现了亚硝酸型 SND, SND 率分别为 48.3% 和 66.8%。

参考文献

- [1] Chen Yan, Wang Yingjun, Fan Minghao, et al. Prelimina-

- ry study of shortcut nitrification and denitrification using immobilized of mixed activated sludge and denitrifying sludge. *Procedia Environmental Sciences*, **2011**, 11: 1171-1176
- [2] Wang Jianlong, Peng Yongzhen, Wang Shuying, et al. Nitrogen removal by simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequence hybrid biological reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, **2008**, 16(5): 778-784
- [3] Gao Shouyou, Peng Yongzhen, Wang Shuying, et al. Novel strategy of nitrogen removal from domestic wastewater using pilot Orbal oxidation ditch. *Journal of Environmental Sciences*, **2006**, 18(5): 833-839
- [4] 马勇, 王淑莹, 曾薇, 等. A/O 生物脱氮工艺处理生活污水中试(一) 短程硝化反硝化的研究. *环境科学学报*, **2006**, 26(5): 703-709
Ma Yong, Wang Shuying, Zeng Wei, et al. A/O pilot-scale nitrogen removal process treating domestic wastewater I. The study of short-cut nitrification and denitrification. *Acta Scientiae Circumstantiae*, **2006**, 26(5): 703-709(in Chinese)
- [5] 张可方, 方茜, 曹勇峰. 温度和溶解氧对短程同步硝化反硝化脱氮效果的影响. *广州大学学报*, **2011**, 10(1): 81-84
Zhang Kefang, Fang Qian, Cao Yongfeng. The effect of temperature and DO on nitrogen removal by shortened simultaneous nitrification and denitrification. *Journal of Guangzhou University*, **2011**, 10(1): 81-84(in Chinese)
- [6] 方茜, 张朝升, 林曼婷, 等. 同步硝化反硝化的持续稳定与供氧模式的关系. *中国给水排水*, **2011**, 27(23): 13-17
Fang Qian, Zhang Chaosheng, Lin Manting, et al. Relations of sustained stable simultaneous nitrification and denitrification to modes of oxygen supply. *China Water & Wastewater*, **2011**, 27(23): 13-17(in Chinese)
- [7] Aslan S., Miller L., Dahab M. Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, **2009**, 100(2): 659-664
- [8] Li Jianping, Elliott D., Nielsen M., et al. Long-term partial nitrification in an intermittently aerated sequencing batch reactor(SBR) treating ammonium-rich wastewater under controlled oxygen-limited conditions. *Biochemical Engineering Journal*, **2011**, 55(3): 215-222
- [9] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第4版). 北京: 中国环境科学出版社, **2002**
- [10] 王淑莹, 黄惠珺, 郭建华, 等. DO 对 SBR 短程硝化系统的短期和长期影响. *北京工业大学学报*, **2010**, 36(8): 1104-1110
Wang Shuying, Huang Huijun, Guo Jianhua, et al. Short-term and long-term effects of DO on the partial nitrification process in an SBR reactor. *Journal of Beijing University of Technology*, **2010**, 36(8): 1104-1110(in Chinese)
- [11] Mosquera-Corral A., González F., Campos J. L., et al. Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. *Process Biochemistry*, **2005**, 40(9): 3109-3118
- [12] 彭赵旭, 彭永臻, 左金龙, 等. 污泥微膨胀状态下短程硝化的实现. *环境科学*, **2009**, 30(8): 2309-2314
Peng Zhaoxu, Peng Yongzhen, Zuo Jinlong, et al. Realization of short cut nitrification under the limited filamentous sludge bulking condition. *Environmental Science*, **2009**, 30(8): 2309-2314(in Chinese)
- [13] Yuan Xiangjuan, Gao Dawen. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor. *Journal of Hazardous Materials*, **2010**, 178(1-3): 1041-1045
- [14] Hanaki K., Wantawin C., Ohgaki S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. *Water Research*, **1990**, 24(3): 297-302
- [15] Liu Guoqiang, Wang Jianmin. Long-term low DO enriches and shifts nitrifier community in activated sludge. *Environmental Science & Technology*, **2013**, 47(10): 5109-5117
- [16] Jetten M. S. M., Schmid M., Schmidt I., et al. Improved nitrogen removal by application of new nitrogen-cycle bacteria. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, **2002**, 1(1): 51-63
- [17] Helmer C., Kunst S. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. *Water Science and Technology*, **1998**, 37(4-5): 183-187
- [18] Garrido J. M., van Benthum W. A. J., van Loosdrecht M. C. M., et al. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, **1997**, 53(2): 168-178