



间歇曝气 SBBR 处理苯胺废水及脱氮的工艺优化研究

廖晓数¹, 罗太忠¹, 仇 玥¹, 苏君豪², 魏 华², 张 倩²

(1. 武汉市汉阳市政建设集团有限公司, 湖北武汉 430000;

2. 武汉理工大学土木工程与建筑学院, 湖北武汉 430070)

[摘要] 在使用生物法处理苯胺废水过程中, 为了突破苯胺废水处理的脱氮瓶颈, 采用 SBBR 法并辅以间歇曝气模式处理高浓度苯胺废水。试验结果表明, 使用好氧段与缺氧段交替运行 1 h 的曝气模式, 以 600 mg/L 的苯胺作为唯一碳源, 反应器可实现苯胺降解并达到 60% 的总氮去除率。在此基础上, 将第 1 个好氧段延长至 2 h, 以对原有间歇曝气模式进行优化, 优化改良后的反应器几乎实现苯胺完全降解和完全氨氧化, 其总氮去除率提升至 75.8%。在无外加碳源的前提下处理高浓度苯胺废水时, SBBR 法辅以间歇曝气工艺展现出良好的脱氮性能。在改良模式下, 最终系统的出水苯胺、COD、氨氮、总氮的质量浓度均值分别为 0.00、63.48、0.99、14.24 mg/L, 其去除率分别达到 99.9%、90.8%、99.2%、70.2%, 表明采用间歇曝气模式下的 SBBR 法处理高浓度苯胺废水, 可实现较高的苯胺降解率, 并具有较好的同步脱氮潜能和实际应用价值。

[关键词] SBBR; 间歇曝气; 苯胺降解; 同步脱氮

[中图分类号] X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)07-0139-08

Process optimization of aniline wastewater treatment and simultaneous nitrogen removal by intermittent aeration mode SBBR

LIAO Xiaoshu¹, LUO Taizhong¹, QIU Yue¹, SU Junhao², WEI Hua², ZHANG Qian²

(1. Wuhan Hanyang Municipal Construction Group Co., Ltd., Wuhan 430000, China;

2. School of Civil Engineering and Architecture, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China)

Abstract: In order to break through the bottleneck of nitrogen removal of the wastewater containing aniline by biological process, SBBR process adopting intermittent aeration mode was used to treat high concentration aniline wastewater. The experimental results showed that when the aeration mode of alternating aerobic and anoxic phases taking turns working for 1 h and 600 mg/L aniline was used as the only carbon source, aniline degradation could be realized and total nitrogen removal rate of 60% could be achieved in the reactor. On this basis, by extending the first aerobic stage to 2 h to optimize the intermittent aeration mode, the intensifying reactor could achieve almost complete ammonia oxidation after aniline degradation, and the total nitrogen removal rate was increased to 75.8%. SBBR process adopting intermittent aeration mode showed good denitrification performance in the treatment of high concentration aniline wastewater without external carbon source. Under the improved mode, the mean mass concentrations of aniline, COD, ammonia nitrogen and total nitrogen in the effluent of the system were 0.00, 63.48, 0.99 and 14.24 mg/L, and the removal rates were 99.9%, 90.8%, 99.2% and 70.2%, respectively. The results showed that SBBR process in intermittent aeration mode had high potential for aniline degradation and simultaneous denitrification and its practical value.

Key words: SBBR; intermittent aeration; aniline degradation; simultaneous nitrogen removal

苯胺广泛应用于纺织、医药、橡胶和农药等工业领域, 苯胺废水也通常来源于此类工业废水的排放^[1]。苯胺能在水环境中长期存在和累积^[2], 它通

过与皮肤接触或进入呼吸道的方式进入人体并损害重要器官^[3], 对人体和环境的危害巨大。我国《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)中规定苯胺的排

放限值为 1.0 mg/L。因此,开展对苯胺类废水防治处理的研究具有重要的现实意义。

现有处理大规模苯胺废水的方法中,生物法相比于物理法和化学法有着无二次污染、低能耗和经济成本低等难以超越的优势。由于苯胺降解过程中会释放氨氮,因此苯胺废水的处理实际上是苯胺降解和脱氮的连续过程。但常规的 AO、AAO 等序批式反应器中的曝气模式难以实现在处理高浓度苯胺废水的同时还达到高效脱氮的目的^[4-5]。间歇曝气作为一种曝气新策略,它通过控制启停曝气系统来控制污水中富氧和缺氧状态,实现硝化与反硝化的交替运行,从而达到反应器的高效脱氮。冯继贵等^[6]发现在交替好氧/缺氧时间为 1 h/1 h,进水氨氮 280 mg/L 的条件下,氮去除负荷达到 0.470 kg/(m³·d)。此外,SBBR 作为活性污泥法和生物膜法的结合工艺,同时具有两者的优点,更容易在反应器内同时形成厌氧和好氧的生态环境以强化脱氮。曹珊等^[7]发现在处理总氮为 40 mg/L 的生活废水时,SBBR 出水能达到 70% 的总氮去除率,比传统 SBR 高 10% 左右。

目前的研究普遍专注于苯胺废水中苯胺的有效降解,然而对降解苯胺时释放的氨氮的去除研究却鲜有报道^[8-9]。基于此,本研究在实验室条件下采用 SBBR 反应器探究了苯胺降解及同步脱氮过程,并对间歇曝气模式下 SBBR 的曝气模式改良作出探讨,以期为该工艺的实际应用提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 接种污泥和试验用水

试验所用的活性污泥取自武汉某污水厂 A²/O 工艺中的曝气池。取回的一部分污泥闷曝 24 h 恢复活性后,将质量浓度调节至 3 000 mg/L 左右并投入反应器中用于试验。试验废水为人工模拟的苯胺废水,并添加 1 mL/L 微量元素。模拟人工废水具体成分如下:苯胺,600 mg/L; NaH₂PO₄, 0.26 mg/L; Na₂HPO₄, 1.007 9 mg/L; MgSO₄, 0.204 6 mg/L; KCl, 0.2 mg/L; Fe(NO₃)₃, 0.013 4 mg/L。微量元素具体成分如下: H₃BO₃, 0.1 mg/L; CuSO₄·5H₂O, 0.1 mg/L; MnCl₂·4H₂O, 0.5 mg/L; Na₂MoO₄·2H₂O, 0.2 mg/L; ZnCl₂, 0.3 mg/L; CoCl₂·6H₂O, 0.15 mg/L; EDTA, 0.05 mg/L。

1.2 试验方案

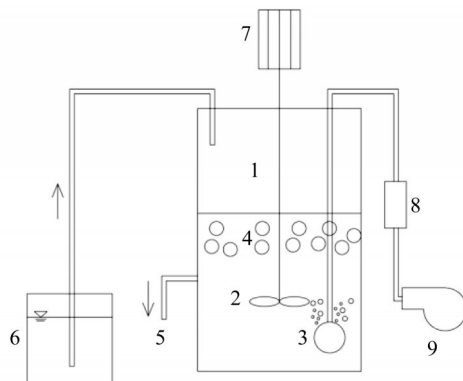
逐步升高进水苯胺浓度的方法分 3 阶段启动

SBR 反应器。首先进水苯胺质量浓度为 200 mg/L,在检测到污泥的苯胺降解以及脱氮效果良好并稳定运行一周后,将进水苯胺质量浓度提高至 400 mg/L,重复以上步骤,直至其质量浓度提升至 600 mg/L 后,系统能保持稳定的苯胺降解以及脱氮效果并产生稳定的菌胶团结构,即为 SBR 完成启动。

填料作为微生物附着的载体,是 SBBR 工艺中的重要组成部分。本次试验生物载体采用 K1 型聚乙烯填料。该填料有比表面积大、易生物附着、不易降解和流化效果优等特点,如图 1(a)所示,其为空心圆结构,圆内为十字交叉结构,填料内层生物膜受水流冲刷程度较外层小,使内层更易形成生物膜厌氧区,以强化反硝化效果。将 K1 型聚乙烯填料投入上述稳定运行的 SBR 反应器中,填料的体积填充比为 20%。反应器的具体构造如图 1(b)所示。当观察到反应器内的填料中附着上一层黄色薄膜后,说明系统在高质量浓度苯胺废水(600 mg/L)中实现挂膜,SBBR 反应器完成启动。



(a) K1 型聚乙烯填料



1—反应器外壳;2—搅拌桨;3—曝气头;4—填料;5—出水管;
6—进水箱;7—驱动马达;8—气体流量计;9—曝气泵

(b) SBBR 装置示意

图 1 所用填料结构和 SBBR 装置结构示意图

Fig. 1 Structure of the carriers and schematic diagram of SBBR reactor

设定SBBR反应器的运行周期为12 h,在完成启动并挂膜后,运行模式见图2。

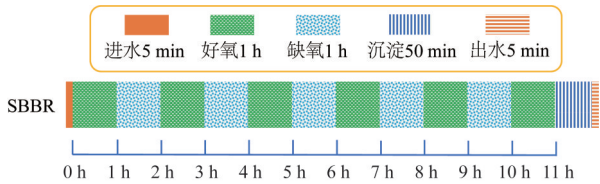


图2 SBBR的运行周期工况

Fig. 2 Operation conditions of SBBR in a cycle

反应器总共运行了20 d,如图2所示,每个运行周期包括进水5 min,间歇曝气(交替好氧/缺氧时间为1 h/1 h)11 h,沉淀50 min,排水5 min。该反应器的有效工作容积为1 L,高径比为17 cm:10 cm,换水比为50%。以下将间歇曝气中曝气的时间段称为好氧段,将停曝的时间段称为缺氧段,其中好氧段曝气量为600 mL/min。整个试验期间系统实际水温在25℃左右。

1.3 分析项目及方法

研究所采用的常规测试指标分析方法参考《水与废水监测分析方法》(第4版),具体测试指标及方法见表1。

表1 常规测试指标、方法及主要仪器设备

Table 1 Regular test indexes, methods and main instruments and equipment

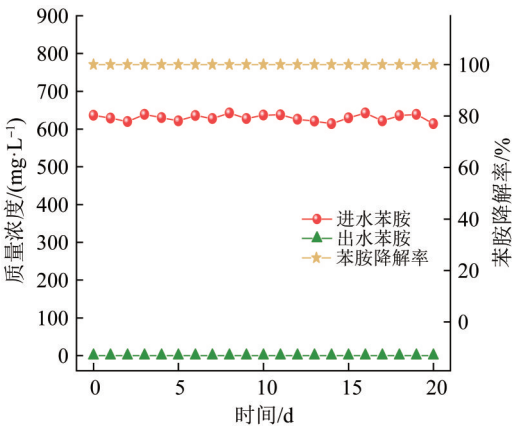
测试指标	测试方法	仪器名称及型号
苯胺	N-(1-萘基)乙二胺偶氮分光光度法	紫外-可见分光光度计UV-1100
氨氮	纳氏试剂分光光度法	
硝氮	紫外分光光度法	
亚硝氮	N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法	
总氮	碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法	
COD	消解-滴定法	COD恒温加热器TOM-001A

2 结果与讨论

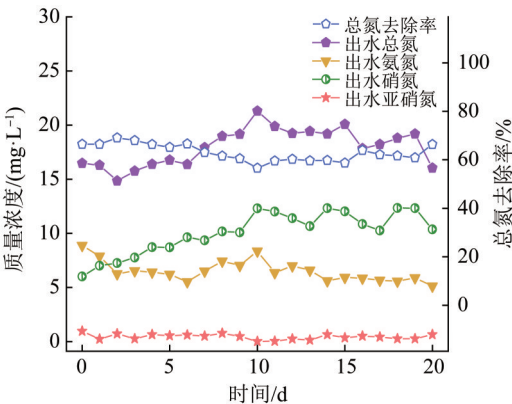
2.1 间歇曝气模式下的污染物去除

当SBBR间歇曝气系统中成功挂膜,并能实现将近100%的苯胺降解率时,视为该SBBR反应器启动成功。SBBR反应器启动成功后稳定期的出水水质见图3。

图3(a)显示了SBBR间歇曝气系统稳定运行时对苯胺的去除性能。在20 d的运行时间里,在苯胺进水质量浓度持续在600~640 mg/L的情况下,反应



(a) 苯胺降解效果



(b) 氮素质量浓度变化

图3 SBBR反应器污染物去除效果

Fig. 3 Pollutant removal effect in SBBR

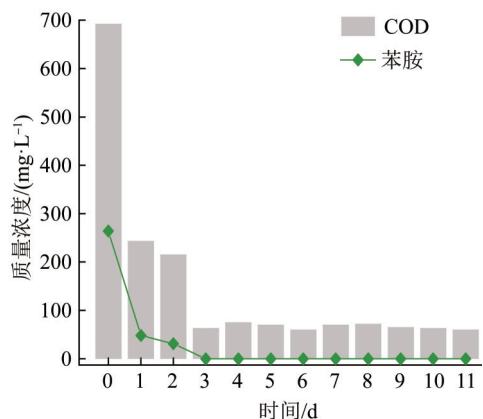
器在运行的每个周期苯胺降解率都达到近100%,说明在SBBR反应器中使用间歇曝气法来处理苯胺废水是可行的。

图3(b)显示了SBBR间歇曝气系统对氮的去除性能。如图3(b)所示,系统内出水总氮先逐渐从16 mg/L升至20 mg/L又降回16 mg/L左右,这表明,该系统在新的间歇曝气工况的冲击下,其出水的脱氮效果产生了轻微波动后逐渐恢复。另外,出水硝氮从6 mg/L逐渐上升至10 mg/L左右,出水氨氮则由最初的8.9 mg/L逐渐降至5 mg/L左右,而出水亚硝氮一直低于1 mg/L,由此可以看出,随着系统适应该运行模式后,硝化效率逐渐提高。鉴于Qian ZHANG等^[10]之前的研究,在一个周期内使用SBR反应器,同样设置总曝气时长为6 h,但仅能去除600 mg/L苯胺降解所释放氨氮总量的78%,相比之下,本研究中的间歇曝气模式在一个运行周期内有更好的硝化效果

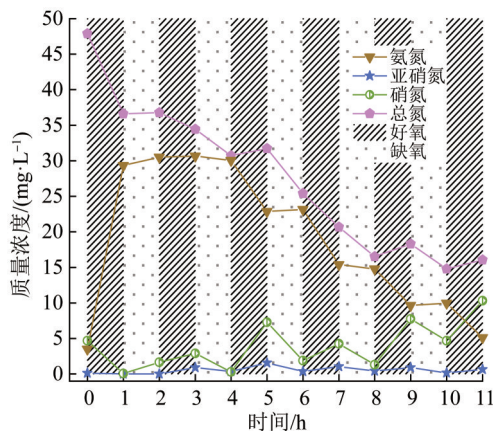
和脱氮效果,氨氮和总氮去除率能分别维持在89%和60%左右。通过比较,该SBBR间歇曝气反应器的出水水质优于处理同等苯胺浓度废水的其他工艺,尤其是在脱氮方面,SBBR出水氨氮大大低于Yao LI等^[11]和Wenli ZHANG等^[12]的SBR工艺,这有可能是由于SBBR中附着在填料上的生物膜能为硝化细菌提供较为稳定的生长条件,使其富集并达到强化反应器氨氮降解的目的^[13]。总的来说,间歇曝气模式下,SBBR反应器对于高浓度废水有着较强的硝化性能。

2.2 典型周期内污染物的去除规律

为了进一步掌握SBBR反应器间歇曝气模式下污染物的去除和转化过程,在系统稳定运行时期定时取样,测定了一个周期内苯胺、COD、氨氮、硝氮、亚硝氮和总氮的浓度变化,试验结果见图4。



(a) 苯胺降解情况



(b) 氮素变化情况

图4 SBBR反应器典型周期内污染物浓度变化情况

Fig. 4 The change of pollutant concentration in SBBR during the typical cycle

如图4(a)所示,在曝气的1 h内,苯胺被微生物迅速地降解,其质量浓度由264 mg/L降低至48 mg/L,然而当进入缺氧段后,系统几乎失去了对苯胺的降解能力,苯胺质量浓度由48 mg/L仅降低到31 mg/L,系统内剩余的苯胺则在第3个小时的曝气段内被降解完全。这一方面体现了SBBR系统针对苯胺废水降解的高效性,另一方面也说明了系统中发挥苯胺降解功能的主要是好氧菌。在此期间,可以看到COD也随着苯胺的降解而迅速下降。说明苯胺作为唯一碳源在好氧段高速被降解的同时,释放的中间产物也被好氧菌快速分解利用。

图4(b)为SBBR反应器稳定运行时一个典型周期内体系氮素变化情况。可以看出,随着反应在第1小时内苯胺的快速降解,氨氮被大量释放出来。反应器内的氨氮上升了25.81 mg/L,并在第2小时至第4小时一直保持在30 mg/L左右,说明受到苯胺毒性的影响,反应器内的硝化反应在前4 h都被抑制了。换言之,苯胺降解的过程中受到苯胺毒性的抑制,相当一部分属于硝化反应的时间被挤占了。在反应的第5小时至第11小时的每个好氧段内,均有5~7 mg/L的氨氮被降解,表明在反应器中产生氨氧化作用的主要是自养的硝化细菌,随着苯胺几乎被完全降解后,恢复活性的硝化功能菌群在每个好氧段均表现出较高的氨氧化能力。在周期结束出水时,系统内仍残余5.1 mg/L的氨氮,说明受限于较晚的硝化反应起始时间,系统不能在一个周期内实现完全氨氧化。

在周期运行的第1个小时内,在好氧段中出现硝氮降低了约5 mg/L的现象。这有可能是因为系统内部苯胺的高速降解会消耗大量溶解氧从而形成了缺氧环境,此时系统内又富含有机碳源物质,激发了微生物的反硝化活性。在运行3 h后,硝氮明显保持着在好氧段上升3~7 mg/L、缺氧段下降2~5.5 mg/L的趋势,该升降的趋势也契合了同时期系统里氨氮的变化特点。可以发现,将间歇曝气法引入苯胺降解系统里,可以很好地激发出系统在好氧段内主要进行硝化反应脱除氨氮,在缺氧段内主要进行反硝化反应脱除硝氮的特点。系统中亚硝氮也随着硝化、反硝化反应的进行而分别有交替着升高、降低的趋势,其质量浓度交替变化产生波动幅度在0.4~1 mg/L之间。

图4(b)中总氮变化规律也大致符合上述特点,即总氮在缺氧段的浓度下降幅度比好氧段更大。值得注意的是,在第1小时内,随着苯胺的快速降解,一些结构简单碳源被释放到水中,同时来自上一周期的硝态氮也存在于系统中,被生物膜中厌氧区的反硝化功能细菌吸收利用,这有可能是该好氧段中总氮出现下降的原因之一。同样,在第7小时的好氧段实现了10%的总氮去除,这有可能是系统中的反硝化功能菌群利用储存于体内的内碳源,结合水中硝化菌群释放的硝态氮进行反硝化反应,使总氮下降。可以发现,总氮下降趋势也大致呈现着慢、快、慢的规律,表明该系统先是受到苯胺的抑制导致其脱氮效率较低,系统硝化反应起始时间延后,在苯胺几乎完全降解后,系统恢复到适宜脱氮的环境条件,使硝化和反硝化反应交替着高效进行,在周期末段,由于碳源不足,反硝化细菌的还原能力受到抑制,导致总氮下降幅度变小。在周期结束系统出水时,总氮的去除率为66.5%。

观察该系统的脱氮特点可以发现,由于苯胺毒性的抑制,导致系统硝化反应起始时间延后,这一现象进一步影响到了系统的脱氮效率。晋玉亮等^[14]在研究中也发现,当系统中的苯胺质量浓度超过3 mg/L时,就会对污泥的硝化能力产生严重抑制,S. H. GHEEWALA等^[15]也发现了苯胺的存在会严重抑制体系内硝化细菌活性。这也暗示了在设法提前硝化反应起始时间这一落脚点上,对该SBBR间歇曝气系统的现有工况进行适当优化调整,有可能使该系统的苯胺降解以及同步脱氮效率得到进一步提高。

2.3 间歇曝气模式优化研究

由图4(b)可以发现,在典型周期的4 h后,每个好氧段和缺氧段都分别保持着较为稳定的氨氮和硝氮去除率,这说明系统的脱氮率受限于反应时间。然而,由于苯胺对硝化细菌的毒性使得系统内的硝化反应必然发生滞后,与此同时,反硝化反应的进程又受限于硝化反应。Haojin PENG等^[16]也在研究中发现,在不同工况下的苯胺降解过程中,硝化反应均出现在苯胺完成降解后。苯胺对硝化细菌的抑制会直接影响到整个系统的脱氮效果^[17],另外,降解苯胺的功能微生物和硝化细菌之间还存在对溶解氧的激烈竞争^[18],因此,如果能在一个周期内加快系统

完成苯胺降解任务的速度,那么就能相应地延长硝化和反硝化的时间,从而提高系统的脱氮性能。如图4所示,在该间歇曝气模式下,苯胺需要3 h的反应时间才能完成降解,但系统在1 h后已经达到高达82%的苯胺降解率,由此可知,如果将第2小时的缺氧段变更为好氧段,约18%的剩余苯胺很可能在2 h前就能降解完成。因此,采取在原有的间歇曝气模式上将第一个曝气段延长至2 h,其他条件均保持不变的措施,以尝试优化SBBR系统的苯胺降解及同步脱氮性能。

综上所述,将原SBBR的间歇曝气运行模式如图5所示进行改良,采取在原有的间歇曝气模式上将第1个曝气阶段延长至2 h,其他条件均保持不变的措施,并将原SBBR称为S1,优化后的反应器称为S2。在S1运行20 d后,开启模式的切换,同时反应器运行过程中的其他条件均保持不变。

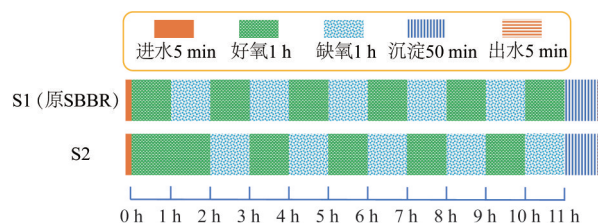


图5 S2的运行周期工况

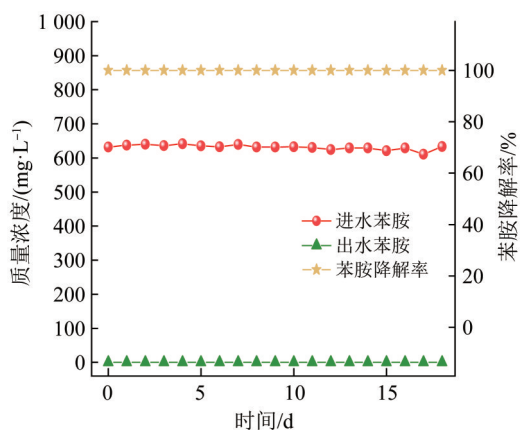
Fig. 5 Operation conditions of S2 in a cycle

2.4 改良间歇曝气模式下污染物去除情况

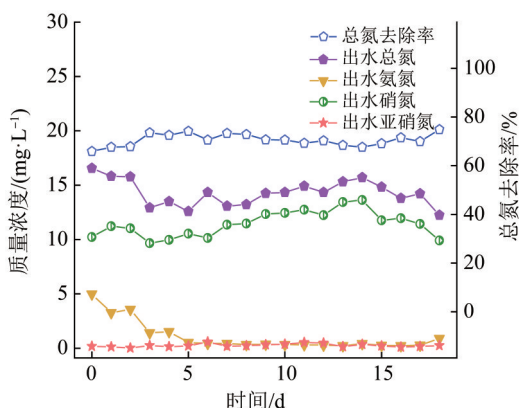
改良间歇曝气模式下污染物去除情况见图6。

S2间歇曝气系统对苯胺的去除性能如图6(a)所示,在S2运行的第1天,虽然间歇曝气模式刚刚从S1中转换过来使其受到曝气总量突变的冲击,但S2在运行的每个周期都可以实现苯胺100%的降解率。虽然由于2个阶段不同的曝气方式导致的周期内总曝气量有所不同,但是它们的降解苯胺性能并无明显区别,这体现了间歇曝气模式在苯胺废水领域运用的灵活性。

图6(b)显示了S2对氮素的去除性能。在18 d的运行时间里,S2在硝化性能上比S1有显著的提升。S2在运行的前5天,出水氨氮逐渐从4.98 mg/L开始下降,并在第6天开始一直保持在0.5 mg/L以下,去除率提高了11%。出水硝氮在前3天与S1相近,约10~11 mg/L,但从第9天开始便升至11~13 mg/L。出水硝氮上升的原因在于硝化效果有所增强,但系统内的碳源底物又相对不足,导致系统内产



(a) 苯胺降解效果



(b) 氮素变化情况

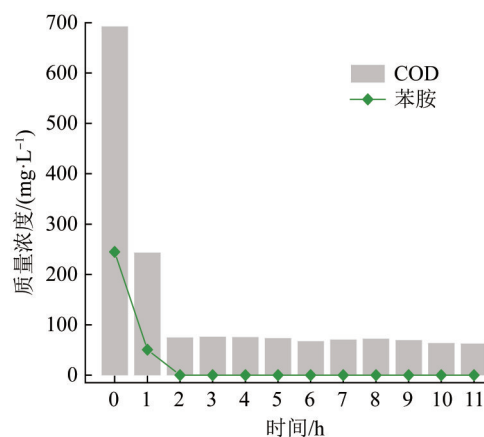
图6 S2反应器污染物去除效果

Fig. 6 Pollutant removal effect in S2

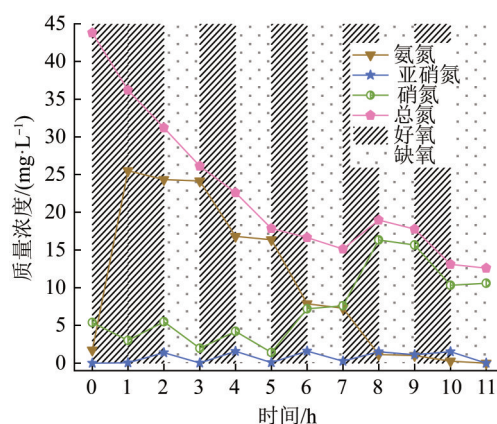
生了更多硝氮底物却没有被充足的反硝化反应去除。S2的出水亚硝氮和S1相近,也是持续低于1 mg/L。出水总氮的变化也是和硝氮变化一样稍显滞后,S2模式的前3天,出水总氮仍在15 mg/L以上,但进入第4天后就基本保持在15 mg/L以下。可以看出,在S2稳定运行后,虽然系统的反硝化能力可能受到碳源、反应时间的限制,但其整体的脱氮能力呈现出明显的提高。相比于S1,S2的总氮去除率能有效提升至70%以上,出水总氮保持在15 mg/L以下,满足我国《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)中规定的排放限值。

2.5 改良间歇曝气模式下典型周期内污染物去除规律

为进一步探究S2强化系统的苯胺降解以及同步脱氮效果的原因,试验观察了在S2反应器运行稳定后的典型周期内污染物降解情况,结果见图7。



(a) 苯胺降解情况



(b) 氮素变化情况

图7 S2反应器典型周期内污染物浓度变化情况

Fig. 7 The change of pollutant concentration in S2 during the typical cycle

如图7(a)所示,S2在第1小时的好氧段内就达到了79.2%的苯胺降解率,并在随后的第2小时内将剩余的50.7 mg/L的苯胺几乎降解完全。与此同时,COD也随着苯胺的降解而快速被去除,说明通过延长第1个好氧段所产生的充足溶解氧大大促进了苯胺和COD的降解速度,也达到了该系统所预期的间歇曝气模式的优化效果。

图7(b)为S2在稳定运行后的典型周期体系内氮素变化情况。S2采用不同曝气模式产生了与S1不同的氮素降解情况,系统中的氨氮先是在第1小时从1.7 mg/L快速升高并保持在25.5 mg/L,直至反应3 h后呈现出在每个好氧段浓度下降的规律。可以发现,S2的氨氮降解趋势与S1较为相似,但有2个重要的不同点:首先,S2的氨氧化起始时间在第3小时,比S1早了1 h,说明通过采取加快系统完成苯

胺降解任务的措施,确实可以有效提前硝化反应的起始时间;再者,硝化反应提前开始带来更充足的硝化反应时间,使S2在第10小时体系内剩余的氨氮几乎被降解完全,而同时期的S1体系内仍残余10 mg/L氨氮。

S2体系中的硝氮大致保持着在好氧段上升,在缺氧段下降的交替升降规律。在前5小时,其质量浓度在1.4~5.4 mg/L之间波动,5 h后,其波动幅度增大,出现在好氧段中硝氮大量累积的现象,并在反应的第8小时末一度累积达到15.7 mg/L。这可能是在硝化反应正常进行的情况下,由于碳源不足导致反硝化菌的还原能力受到抑制,使硝氮在系统中开始大量累积。尽管在第10小时末,通过反硝化作用,体系内的硝氮重新降至10.3 mg/L,但最终出水的硝氮仍有10.6 mg/L的残余。

在该典型周期内,体系中的亚硝氮的变化趋势与S1一致,即随着硝化、反硝化反应的进行而分别有交替着升高、降低的趋势,其质量浓度交替变化产生的波动幅度在0.1~1.5 mg/L。总氮的变化则大体上呈现出先快后慢、逐步下降的趋势,这一现象也契合了该改良间歇曝气模式下,受限于碳源不足,硝化反应后期乏力的特点。S2出水总氮仅为12.6 mg/L,其相应的总氮去除率高达75.8%,比S1高9.3%,也可以看出在周期运行10 h后,S2系统已临近其脱氮性能的极限,提前达到在该间歇曝气模式下能实现的最好的脱氮效果。S2最终的出水水质也表明了通过间歇曝气模式的改良,有效地提高了系统降解苯胺及脱氮的效率。

由前面的分析可以得知,使用间歇曝气处理苯胺废水时,在前期过快地进入缺氧段不但不会对苯胺降解产生有利影响,反而会延缓苯胺的降解,并进一步延缓氨氮的起始降解时间。另一方面,硝化反应被延缓会导致体系内硝氮底物含量低,进而影响系统在后续缺氧段的反硝化效率。因此,间歇曝气法处理苯胺废水的技术关键在于,在间歇曝气反应器周期开始的初期,提供足量的曝气时长以降解苯胺,使硝化的起始时间前移,产生充足的硝氮底物,以此进一步提高反硝化反应的速率,从而在整体上提高系统降解苯胺并同步脱氮的能力。

综上,间歇曝气模式从S1改良为S2之后,不仅有效地提高了周期中后段的总体脱氮效率,还使该改良间歇曝气模式反应器提前达到其脱氮极限,在有效地增强了脱氮效果的同时缩短了反应所需时间。

3 结论

(1)在20 d的运行时间里,使用SBBR反应器并持续进行交替好氧/缺氧时间为1 h/1 h的间歇曝气模式处理600 mg/L的苯胺废水,在每个时长为12 h的运行周期都可以实现苯胺完全降解并达到66.5%左右的总氮去除率。

(2)间歇曝气法是一种高效脱氮技术,但将其直接套用在苯胺废水的处理上很难实现较高的脱氮效率。不同于常规城镇污水在脱氮时需要好氧和缺氧交替出现,苯胺作为难降解有机物需要在持续好氧状态下才能快速降解。

(3)通过改良间歇曝气模式,在先前的间歇曝气模式的基础上,将第1个好氧段延长至2 h,其余条件不变,有效地提高了系统的苯胺降解以及同步脱氮效率。周期运行10 h后几乎实现苯胺完全降解和完全硝化,相应的总氮去除率高达75.8%,脱氮效率较未改良前有较大的提升。

参考文献

- [1] LI Xiaohu, JIN Xiangdan, ZHAO Nannan, et al. Efficient treatment of aniline containing wastewater in bipolar membrane microbial electrolysis cell—Fenton system [J]. Water Research, 2017, 119: 67–72.
- [2] JIANG Yu, WANG Hongyu, SHANG Yu, et al. Simultaneous removal of aniline, nitrogen and phosphorus in aniline-containing wastewater treatment by using sequencing batch reactor [J]. Bioresource Technology, 2016, 207: 422–429.
- [3] 石诗琦, 何健锋, 董伟, 等. 苯胺、苯酚类化合物的QSAR研究及皮化材料的毒性预测 [J]. 中国皮革, 2013, 42(5): 3–6.
SHI Shiqi, HE Jianfeng, DONG Wei, et al. QSAR of anilines and phenols toxicity and prediction of leather chemicals [J]. China Leather, 2013, 42(5): 3–6.
- [4] CHEN Yasong, ZHAO Zheng, PENG Yuke, et al. Performance of a full-scale modified anaerobic/anoxic/oxic process: High-throughput sequence analysis of its microbial structures and their community functions [J]. Bioresource Technology, 2016, 220: 225–232.

- [5] DING Pengyuan, CHU Libing, WANG Jianlong. Biological treatment of actual petrochemical wastewater using anaerobic/anoxic process and the microbial diversity analysis[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(23): 10193–10202.
- [6] 冯继贵. 活性污泥法单级自养脱氮工艺的启动与稳定性研究[D]. 西安: 长安大学, 2015.
- FENG Jigui. Study on startup and stability of completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process in SBR [D]. Xi'an: Chang'an University, 2015.
- [7] 曹珊. 生物膜-SBR 复合系统脱氮除磷处理效果的试验研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2013.
- CAO Shan. Experimental study on the treatment effect of nitrogen and phosphorus removal of the biofilm-SBR composite system [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2013.
- [8] 马溪平, 魏娜, 徐成斌, 等. 微生物降解高盐苯胺废水的研究进展[J]. *环境保护科学*, 2012, 38(1): 10–12.
- MA Xiping, WEI Na, XU Chengbin, et al. Advances in microbial degradation of aniline wastewater of high salt [J]. *Environmental Protection Science*, 2012, 38(1): 10–12.
- [9] 王治业, 祝英, 季彬, 等. 生物强化技术处理苯胺废水难降解有机物的研究[J]. *环境工程*, 2014, 32(S1): 16–18.
- WANG Zhiye, ZHU Ying, JI Bin, et al. A study on treatment of refractory compounds in aniline wastewater by bioaugmentation technology [J]. *Environmental Engineering*, 2014, 32(S1): 16–18.
- [10] ZHANG Qian, ZHANG Wenli, HE Qiulai, et al. Effects of dissolved oxygen concentrations on a bioaugmented sequencing batch reactor treating aniline-laden wastewater: Reactor performance, microbial dynamics and functional genes [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 313: 123598.
- [11] LI Yao, ZHANG Qian, LI Meng, et al. Bioaugmentation of sequencing batch reactor for aniline treatment during start-up period: Investigation of microbial community structure of activated sludge [J]. *Chemosphere*, 2020, 243: 125426.
- [12] ZHANG Wenli, ZHANG Qian, LI Meng, et al. Microbial community and function evaluation in the start-up period of bioaugmented SBR fed with aniline wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 319: 124148.
- [13] 曹利锋. 基于筛板塔式生物膜反应器强化污染物生物降解[D]. 上海: 上海师范大学, 2019.
- CAO Lifeng. Enhanced biodegradation of pollutants based on sieve plate tower biofilm reactor [D]. Shanghai: Shanghai Normal University, 2019.
- [14] 晋玉亮, 王旭, 杨冲, 等. 苯胺对氨氮硝化反应抑制作用的实证研究[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(23): 85–87.
- JIN Yuliang, WANG Xu, YANG Chong, et al. Empirical study on aniline inhibition on nitrification of ammonia nitrogen [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(23): 85–87.
- [15] GHEEWALA S H, POLE R K, ANNACHHATRE A P. Nitrification modelling in biofilms under inhibitory conditions [J]. *Water Research*, 2004, 38(14/15): 3179–3188.
- [16] PENG Haojin, ZHANG Qian, TAN Bin, et al. Understanding the impacts of operation mode sequences on the biological aniline degradation system: Startup phase, pollutants removal rules and microbial response [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 340: 125758.
- [17] 毛羽飞. SBR 中活性污泥颗粒化过程及处理苯胺废水的研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2009.
- MAO Yufei. Study on the granulation process of activated sludge in SBR and aniline wastewater treatment [D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2009.
- [18] FAN Yanyan, CHEN Xiaolei, YAO Zhangyi, et al. A novel inhibition mechanism of aniline on nitrification: Aniline degradation competes dissolved oxygen with nitrification [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 770: 145205.

[作者简介] 仇玥(1993—), 硕士, 初级工程师。E-mail: 33716290@qq.com。

[收稿日期] 2022-05-05(修改稿)