

文章编号: 1674-7054(2021)02-0244-09



微动力曝气 SBR 工艺脱氮除碳及 降解 SDBS 动力学研究

黄七梅¹, 肖 鹰², 赵振东³, 李嘉诚¹, 冯玉红⁴

(1. 海南大学 化学工程与技术学院, 海口 570228; 2. 光大环保能源(陵水)有限公司, 海南 陵水 572400;

3. 海南师范大学 化学与化工学院/海口市天然高分子功能材料重点实验室, 海口 571158;

4. 海南大学 分析测试中心, 海口 570228)

摘要: 为了设计建立一套基于跌水曝气的新型间歇式活性污泥床反应器, 省去滗水器, 采用跌水曝气代替机械曝气, 实现微动力曝气, 降低运行能耗, 本实验重点研究反应器启动特性、运行效果及影响因素, 探究对典型污染物阴离子表面活性剂的降解特性, 利用 SEM、FT-IR 及 UV-Vis 等技术进行表征, 并对其生物降解动力学进行分析。结果表明, 经 150 d 的启动驯化, 反应器出水的 COD、TN、NH₄⁺-N 质量浓度分别为 10、4.0、3.4 mg·L⁻¹, 去除率分别达 94.0%、88.2% 及 86.9%, 与传统 SBR 工艺相比, TN 的去除率提高了 21.2%; 循环上流速度控制在 4.52 m·h⁻¹ 为宜(回流比 R=1.8:1, 水力停留时间 t=3 d); 该反应器对典型污染物阴离子表面活性剂的降解率达 81.3%; 降解过程符合微生物一级降解动力学方程。

关键词: 间歇式活性污泥床反应器; 污水处理; 阴离子表面活性剂; 活性污泥; 生物降解

中图分类号: X 703.1 文献标志码: A

引用格式: 黄七梅, 肖鹰, 赵振东, 等. 微动力曝气 SBR 工艺脱氮除碳及降解 SDBS 动力学研究 [J]. 热带生物学报, 2021, 12(2): 244-252. DOI: 10.15886/j.cnki.rds wxb.2021.02.014

近年来, 我国城镇化进程发展迅速, 城市人口不断增加, 生活污水排放量也随之增加, 对其采取有效的处理已成为我国环境保护的主要任务之一。目前, 序批式反应器 (Sequencing Batch Reactor, 简称 SBR) 工艺在国内外发展迅速, 在处理生活污水方面得到广泛推广^[1]。温雪梅^[2]利用 SBR 工艺在缺氧/好氧多级交替间歇操作模式下对生活污水进行处理, 取得了良好的处理成效, COD、TN、NH₄⁺-N 去除率分别为 92.4%、67%、99.7%。何咏琦^[3]通过控制曝气量, 探究 SBR 工艺处理生活污水效果, 结果表明, COD、TN、NH₄⁺-N 的去除率分别为 96.5%、81.3%、99%。可见间歇式循环上流污泥床工艺作为一种革新的序批式活性污泥工艺, 在处理生活污水工程实际应用上取得了显著的成效。表面活性剂普遍存在于工业以及家用洗涤剂中, 其被排放后所形成的乳化胶体状会造成微生物毒性而破坏生态环境平衡^[4-6]。甚至在质量浓度含量较低 (<1.0 mg·L⁻¹) 的情况下, 也会对水生生物和环境造成严重危害^[7-9]。因此, 生活污水中表面活性剂作为一种新型有机微污染物被列入生活污水排放标准必检项目之一。常用的表面活性剂污水处理方法有催化氧化法、膜分离法、吸附法和生物降解法等及其组合工艺^[10-14]。龚新颖等^[15]以蛋壳为吸附剂处理洗涤废水中十二烷基苯磺酸钠 (SDBS) 的吸附率为 73.4%。于晓彩等^[16]以 SBR 工艺处理浓度为 97.971 mg·L⁻¹ 的直链烷基苯磺酸钠 (LAS) 废水, 出水中 LAS 浓度为 3.527 mg·L⁻¹, 去除率可以达到 96.39%。尽管 SBR 工艺在处理生活污水方面取得了良好的处理效果, 但是在长期的运行过程中

收稿日期: 2020-12-30

修回日期: 2021-01-25

基金项目: 海南省重点研发计划(ZDYF2018107)

第一作者: 黄七梅(1986-), 女, 海南大学化学工程与技术学院 2017 级硕士研究生. E-mail: qimei178@163.com

通信作者: 冯玉红(1969-), 博士, 教授, 硕士生导师. 研究方向: 精细化学品和化学工程. E-mail: fengyuhong@hainanu.edu.cn

仍存在曝气能耗高, 以及滗水深度导致的过大水头损失, 设备容易腐蚀。笔者拟设计新型 SBR 反应器, 省去操作复杂的滗水器, 并采用跌水曝气代替机械曝气, 实现微动力曝气, 旨在降低运行能耗, 为 SBR 反应器的工程实际应用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试剂与仪器 试剂: C18 萃取小柱(SPE, welchrom); 甲醇(色谱纯, 赛默飞世尔科技有限公司); 十二烷基苯磺酸钠(麦克林生化科技有限公司); $C_6H_{12}O_6$ 、 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 、 KCl 、无水 $MgSO_4$ (AR, 广州化学试剂厂); 无水 $CaCl_2$ (AR, 阿拉丁试剂有限公司); 酵母浸膏(BR, 麦克林生化科技有限公司); 微量元素 $C_{10}H_{16}N_2O_8$ 、 $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 、 $3H_3BO_3$ 、 $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ 、 $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ 、 $Na_2M_2O_4 \cdot 2H_2O$ 、 $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ 、 KI 、 $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ (AR, 麦克林生化科技有限公司)。

仪器: S-3000N 扫描电镜(日本 Hitachi 公司); Bruker T27 傅里叶红外光谱仪(德国 Bruker 公司); Lambda 750S 紫外分光光谱仪(美国 PerkinElmer 公司); Leica DMRX 偏光显微镜(德国 Leica 公司); Waters 2695 高效液相色谱仪(美国 Waters 公司); AL204-IC 电子天平(梅特勒-托利多); PE20 酸度计(梅特勒-托利多); DHG-9015A 鼓风干燥箱(上海一恒科学仪器有限公司); DRB200 数字式反应器(哈希水质分析仪器(上海)有限公司); DR900 比色仪(哈希水质分析仪器(上海)有限公司)。

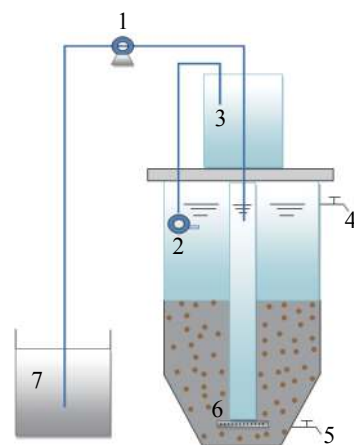
1.2 污泥接种 取自海口某污水处理厂反应池污泥 1.5 kg, 投入反应器中进行启动驯化, 进行间歇式培养。为提高污泥活性, 需要经过驯化和稳定过程, 使反应器处理效果达到理想的稳定状态。

1.3 试验用水 本试验所用污水采用人工配置, 有机碳源、氮源及磷源分别为 $C_6H_{12}O_6$ 、 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 , 具体组分如下: $C_6H_{12}O_6$ $394 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4Cl $144 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, KH_2PO_4 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $MgSO_4$ $44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $CaCl_2$ $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, KCl $36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 酵母浸膏 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。投加微量元素 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 其中各组分的质量浓度为: $Na_2M_2O_4 \cdot 2H_2O$ $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $C_{10}H_{16}N_2O_8$ $10\ 000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ $1\ 510 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $3H_3BO_3$ $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。试验用水水质: COD $300 \sim 350 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN $28 \sim 35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $NH_4^+ - N$ $25 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TP $5 \sim 8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH $6.9 \sim 7.5$ 。

1.4 试验装置设计 试验设计的反应器系统结构如图 1, 系统装置材料为有机玻璃, 上部为圆柱形, 设有蠕动泵, 利用污水循环回流时产生的跌水作用来提供反应系统所需的氧气, 顶部设置排水口, 反应器进水时实现排水, 省去了滗水器, 底部呈圆锥体, 设有布水器, 原水通过布水器进入反应池。反应器高 100 cm, 直径 26 cm, 锥角 50° , 总有效容积 45 L, 设计处理量为每天 16 L。反应池水温控制在 30°C 左右。

完整的间歇式循环上流污泥床反应器运行一周包括进水、排水, 反应, 沉淀 3 个阶段。在进水时, 反应器停止循环反应, 进水经中心管流入, 由布水器分布均匀后进入反应池, 同时将上一反应周期处理后的上清液排出。在反应阶段, 反应器中形成高生物活性的颗粒污泥, 循环反应时不进水也不排水, 仅将反应器内污水在曝气池和反应池内进行循环反应。沉淀阶段停止泵的运行, 静置沉降 1 h。

反应器脱氮除碳原理: 通过跌水曝气方式使反应池内充氧形成梯度分布, 从底向上形成好氧区、缺氧区和厌氧区。在好氧区将污水中的氨态氮($NH_4^+ - N$)氧化为亚硝酸盐氮($NO_2^- - N$), 同时在缺氧/厌氧区进行反硝化脱氮, 将亚硝酸盐氮还原为氮气(N_2)^[17-22], 经 $NH_4^+ - N \rightarrow NO_2^- - N \rightarrow N_2$ 反应途径完成, 从而实现短程硝化脱氮。在此过程中, 一部



1. 进水泵 (Deliver pump); 2. 循环泵 (Circulating pump); 3. 曝气池 (Aeration tank); 4. 排水口 (Outfall); 5. 排泥口 (Mudhole); 6. 布水器 (Water distributor); 7. 进水池 (Inflow)

图 1 SBR 反应器系统结构示意图

Fig. 1 Schematic diagram of SBR reactor system

分有机污染物参与微生物的内源代谢而被分解为简单的有机或无机物质,另一部分则为反硝化过程中的硝酸盐供给电子,提供能量而被氧化。

1.5 试验方法 将模拟的生活污水作为驯化培养液驯化活性污泥,每天进水1次,进水量为16 L,控制进水COD为 $300 \sim 350 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,pH 7.1~7.5,进水流速为 $0.6 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$,水温为 $(30\pm 2)^\circ\text{C}$ 。采用间歇式运行方式,单周期跌落曝气运行24 h,沉淀1 h,进水时排除上清液。驯化过程监测COD、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化情况,以各项指标的去除率来考察反应器的启动效果。启动完成后取反应器中颗粒污泥用扫描电镜进行结构分析。

经过150 d的启动驯化,稳定运行后,在反应器中投加质量浓度为 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 阴离子表面活性剂SDBS,每间隔1 h取反应器上清液进行含量测定,分析反应器在稳定运行时对表面活性剂污水的降解特性。

1.6 试验分析项目 本试验进行常规水质检测,分析项目为化学需氧量(COD)、总氮(TN)、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、pH值等,均采用《城镇污水处理厂污染物排放标准 GB 1891—2002》中规定的方法进行检测。利用扫描电子显微镜分析颗粒污泥结构,光学显微镜及数码相机观察并拍照记录污泥形态,采用高效液相色谱法(HPLC)检测SDBS含量,用紫外分光光度计分析表面活性剂污水的降解特性,用红外光谱分析活性污泥的生物降解情况^[23-24]。

2 结果与分析

2.1 试验的启动

2.1.1 启动过程污泥形态 污泥接种后开始进行驯化。驯化后结果如图2所示。从图2-A可看到上层水质清澈,与沉降污泥分界清晰,污泥外观呈现黄褐色;同时图2-B中镜检显示污泥絮粒大、边缘清晰、菌胶团结构紧密,有原生动动物出现,此时可认为活性污泥已经培养成熟^[14]。整个启动阶段持续150 d。通过化学方法检测水质含量均达到设计要求,表明成功完成启动,进入稳定运行阶段。

2.1.2 反应器启动效果 反应器启动效果见图3。

从图3-A中可看出,活性污泥接种后的60 d内微生物处于初始适应阶段,此时COD出水浓度为 $40 \sim 60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,60 d后活性污泥活性提高,COD质量浓度降至 $10 \sim 30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内,去除效率在80%~94%之间,平均去除率为88.4%。TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率变化与COD相似(图3-B,C),前期功能细菌处理能力低,TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均去除率仅为42.1%,63.7%。60 d后,硝化细菌数量增加,TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率升高。反应器启动后期,出水的TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度分别降至 $4.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $3.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率分别达到88.2%和86.9%,与文献[2]报道相比,TN的去除率提高了21.2%。由此可见,新型SBR反应器对污染物具有良好的去除效果。

2.2 驯化完成颗粒污泥结构分析 活性污泥颗粒的微生物多样性与其形成条件、培养基质及其结构等密切相关,为了进一步观察活性污泥颗粒的微生物群落结构,在驯化完成后取反应器中活性污泥,用扫描电镜进行结构分析,结果如图4所示。观察发现,污泥絮体层次清晰,表面附着大量球形菌,密实的结构及发达的空隙为厌氧、好氧等不同类型的微生物提供了共同生存的环境。絮体多层次的结构,为污泥中微生物新陈代谢程度创造了良好的条件,有利于微生物多样性的形成。

2.3 上流速度对反应器去除效果的影响 循环上流速度是反应器运行最重要的参数之一,对活性污泥的流态有着重要影响,当速度过高时,会造成污泥絮体膨胀,降低处理能力;当速度过低时,活性污泥与污水中有机物不能进行充分的接触,处理效果也不佳。所以必须控制好循环上流速度,使活性污泥处于良好的运行状态,反应器的处理效果才能更好。因此,本试验通过改变不同的循环上流速度(3.58、4.52、

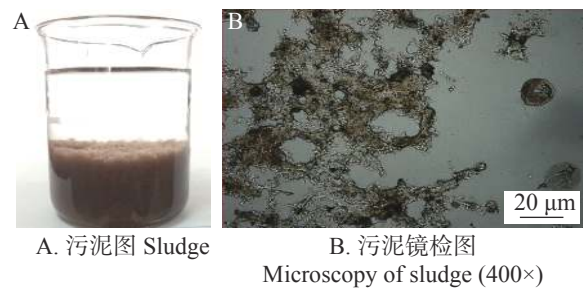


图2 启动过程中活性污泥的形态

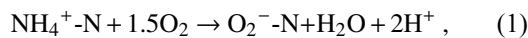
Fig. 2 Morphology of the activated sludge

6.22 m·h⁻¹), 探究反应器在不同流速下的运行效果, 优化 SBR 反应器的运行参数。

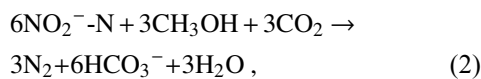
2.3.1 上流速度对 COD 去除效果的影响 由图 5 可知, COD 浓度在反应初始阶段的 0~2 h 内迅速降低, 2~8 h 内 COD 浓度保持比较低的降解速率, 反应减缓。因为流速增大有利于活性污泥与有机物之间的吸附作用, 在上一反应周期结束之后活性污泥中的微生物处于饥饿状态, 当重新进水后微生物迅速吸附污水中的有机物, 从而使 COD 浓度在短时间内迅速降低; 然而在此过程中有机物质并没有被有效降解, 而是大部分被聚集在污泥微生物体内, 此部分有机物在 2~8 h 逐渐被微生物降解。流速为 3.58 m·h⁻¹ 时, COD 质量浓度最终降至 12 mg·L⁻¹; 在 4.52 m·h⁻¹ 流速下, COD 降至 11 mg·L⁻¹; 当流速升高至 6.22 m·h⁻¹ 时, 在高流速下, 颗粒污泥部分发生解体现象, 导致出水 COD 浓度有所升高, 为 15 mg·L⁻¹。由此可见, 从节省能量损耗及满足出水排放要求的角度考虑, 流速在 3.58~4.52 m·h⁻¹ 范围为宜。

2.3.2 上流速度对 TN 去除效果的影响 图 6 可知, 反应器对 TN 的去除速率随循环上流速度的升高而增大。这是因为提高循环上流速度可以提高污水的溶解氧量。氨氧化反应和反硝化反应方程如下:

氨氧化反应:



反硝化反应:



从反应式(1)可以看出, 增加反应器污水的溶解氧量可增加反应器对氮类有机物的去除。不同流速下 TN 去除情况有所不同, 当流速为 3.58 m·h⁻¹ 时, TN 浓度缓慢下降, 出水 TN 浓度为 10.9 mg·L⁻¹; 当循环上流速度升高至 4.52 m·h⁻¹ 时, TN 降解速率得到明显提高, 反应至 8 h 时, 浓度下降至 4.3 mg·L⁻¹; 当循环上流速度增加至 6.22 m·h⁻¹ 时, TN 的浓度变化趋势与 4.52 m·h⁻¹ 流速时一致, 出水 TN 浓度为 3.8 mg·L⁻¹。可以看出, 流速由 4.52 m·h⁻¹ 增加到 6.22 m·h⁻¹ 后, 反应器对 TN 去除效果增加不大, 这是因为当循环上流速度升高至约 4.52 m·h⁻¹ 时, 反应器中的活性污泥床已经接近于流化状态, 此时循环上流反应器中的颗粒污泥与上流污水的相对运动速度已接近最大值, 继续提高循环上流速度会使颗粒污泥菌胶团与污水中的有机物得不到充分的接触, 破坏泥水混合的良好状态, 影响脱氮细菌的生物代谢环境, 降低氮类有机物的处理效果。因此, 当流速提高至 6.22 m·h⁻¹ 时, 对提高硝化反硝化反应起不到有效的促进作用, TN 出水浓度并没有明显地降低。因此, 循环上流速度宜为 4.52 m·h⁻¹, 此时氮的去除效果较好。

2.3.3 上流速度对 NH₄⁺-N 去除效果的影响 由图 7 可知, NH₄⁺-N 的去除速率变化趋势与 TN 一致, 随循环上流速度的上升而增加, 当流速为 3.58 m·h⁻¹ 时, NH₄⁺-N 质量浓度缓慢下降, 出水 NH₄⁺-N 的质量浓度

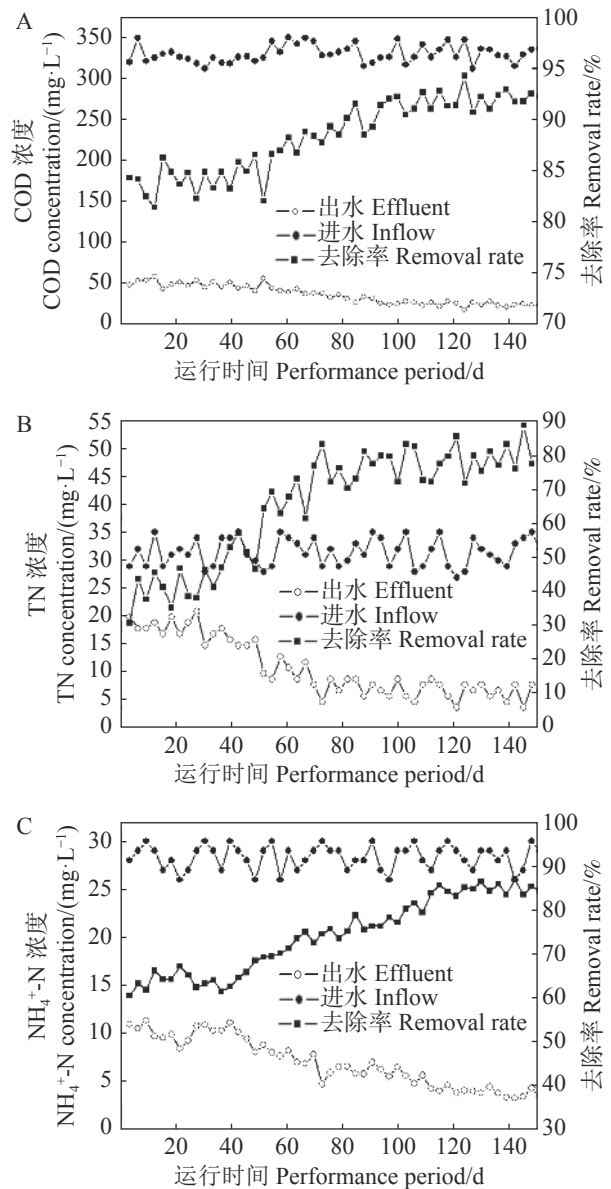
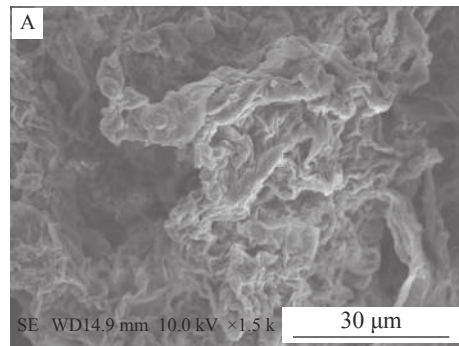


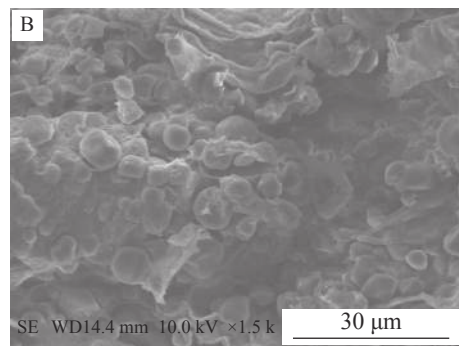
图 3 A、B、C 分别为 COD、TN、NH₄⁺-N 去除效果
Fig. 3 Removal of COD, TN and NH₄⁺-N from the sludge by the SBR

为 $8.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 当循环上流速度升高至 $4.52 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解速率得到明显提高, 反应至 8 h 时其质量浓度下降至 $4.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 当上流速度为 $6.22 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度变化趋势与 $4.52 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 流速时一致, 但反应器对提升 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果不明显, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度为 $3.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。综合考虑节约能耗和出水水质要求, 循环上流速度宜为 $4.52 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果良好。

2.4 SBR 反应器降解典型污染物效果 为探究 SBR 反应器去除典型污染物的性能, 在稳定运行后的反应器中投加阴离子表面活性剂 SDBS, 使其在反应器内浓度为 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 开始运行后每间隔 1 h 取反应器上清液进行含量测定。分析降解效果见图 8 和表 1 所示。由图 8 可知, 反应器上清液中 SDBS 的含量呈逐渐降低趋势, 试验初始阶段 SDBS 的降解速率较快。从表 1 中数据可看出, 降解反应至 2 h 去除率达 75.5%, 2 h 后降解缓慢, 最终去除率可达 81.3%, 与文献 [5] 的研究结果一致。由此可见, 本试验采用新型 SBR 反应器处理阴离子表面活性剂污水是一种有效的方法。



A. 污泥表面 (The sludge surface)



B. 污泥内部 (The sludge inside)

图 4 活性污泥扫描电镜图

Fig. 4 Scanning electron microscopy of the activated sludge

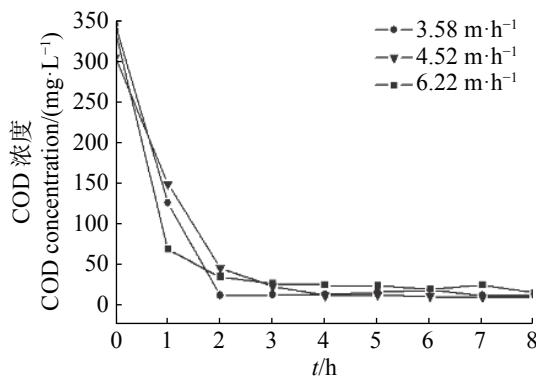


图 5 不同上流速度下 COD 的去除效果

Fig. 5 Removal effect of COD at different flow rates

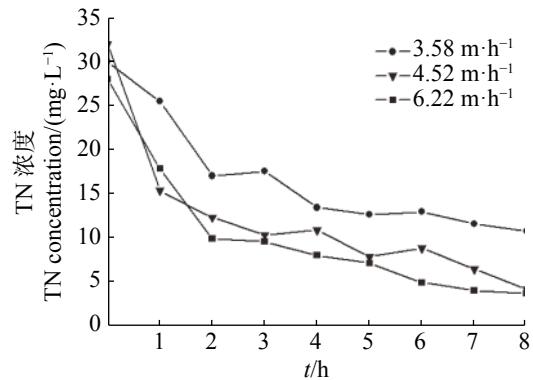


图 6 不同上流速度下 TN 的去除效果

Fig. 6 Removal effect of TN at different flow rates

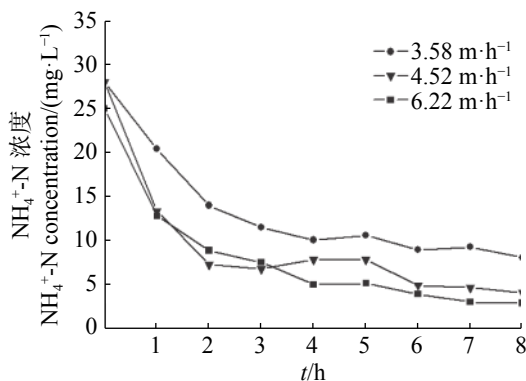


图 7 不同上流速度下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果

Fig. 7 Removal effect of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ at different flow rates

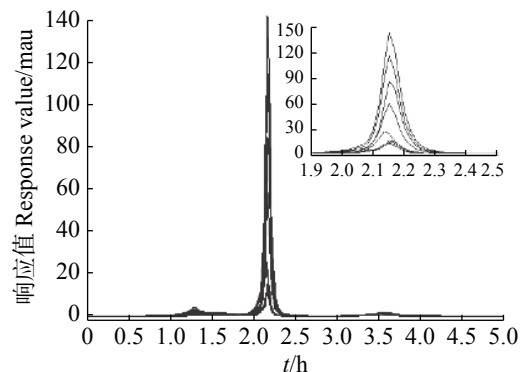


图 8 SDBS 降解过程的高效液相色谱图

Fig. 8 HPLC of SDBS degradation process

表 1 SBR 反应器降解 SDBS 污水的效果

Tab. 1 Effect of SBR reactor on degradation of SDBS wastewater

时间/h Time	SDBS质量浓度/(mg·L ⁻¹) SDBS concentration	去除率/% Removal rate	时间/h Time	SDBS质量浓度/(mg·L ⁻¹) SDBS concentration	去除率/% Removal rate
0	10.00	0	7	1.98	80.2
1	2.99	70.1	8	1.97	80.3
2	2.45	75.5	9	1.93	80.7
3	2.35	76.5	10	1.88	81.2
4	2.33	76.7	11	1.88	81.2
5	2.17	78.3	12	1.87	81.3
6	2.10	79.0			

2.5 SDBS 降解过程特性

2.5.1 紫外光谱分析 在 SBR 的实际运行中, SDBS 会发生活性污泥吸附以及生物降解。在 SDBS 降解实验过程所取样品用紫外分光光谱仪进行吸光度测定, 全波长扫描得出 SDBS 的特征吸收波长 $\lambda=(223\pm 3)\text{nm}$, 降解率结果如图 9 所示。

由图 9 可以得知, 在实验初始阶段 SDBS 的降解较快, 其吸光度迅速下降, 反应 2 h 时降解率达 75%, 2 h 后降解速率变慢, 降解率稳定在 80% 左右。分析其原因, 可能是因为 SDBS 表面活性剂具有较特殊的两亲性结构, 其中烷基链是疏水基; 磺酸盐部分是亲水基, SDBS 污水加入反应器中后, 活性污泥可与疏水基相互吸附^[23-24], 故开始阶段浓度迅速降低主要表现为吸附过程特征。经过 2 h 曝气后, 随着反应的进行, 基质浓度逐渐降低, 另外伴随降解过程中产生的代谢产物的增加, 使机物降解推动力减弱^[25], 故 SDBS 降解速率逐渐降低。微生物将有机物进行氧化分解过程如图 10 所示。在生物酶的催化作用下, ω 氧化作用使 SDBS 烷基链末端的甲基(-CH₃)转化成羧基(-COOH), 然后经 β 氧化后分解, 经反复 ω 、 β 氧化后消失, 最终苯环被氧化断裂后转变为 CO₂、H₂O、SO₄²⁻ 等简单无机物^[26-27]。当单位时间内活性污泥上吸附表面活性剂的量与生物降解的量一致时, 吸附与降解的量达到平衡, 降解速率处于稳定阶段。

2.5.2 活性污泥特征分析 图 11 为本试验降解 SDBS 过程中污泥样品的红外光谱图。由图 11-A 可知, SDBS 吸收峰主要有以下特征: 2 958 ~ 2 855 cm⁻¹ 处为苯环不饱和 C-H 伸展振动峰, 1 634 cm⁻¹、1 602 cm⁻¹ 为苯环骨架 C=C 伸展振动峰; 磺酸基在 1 195、1 132、1 044 cm⁻¹ 有 S=O 变形振动的特征吸收峰, 在

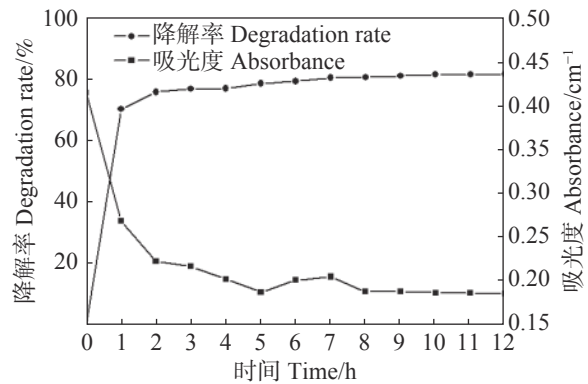


图 9 SDBS 降解率随时间变化的曲线

Fig. 9 The curve of SDBS degradation rate with time

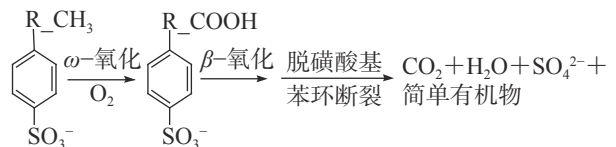


图 10 表面活性剂生物降解的过程

Fig. 10 Surfactant biodegradation process

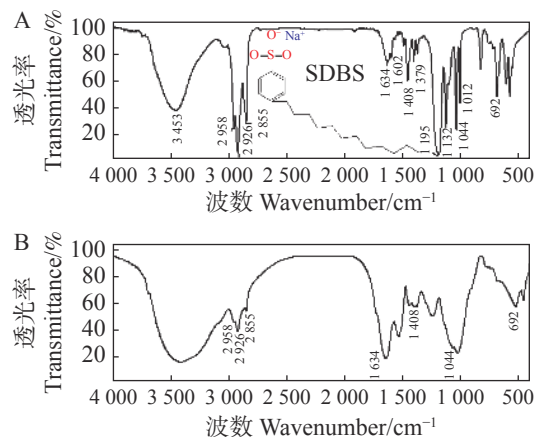


图 11 A: SDBS 红外光谱图; B: 降解反应过程的活性污泥红外光谱图

Fig. 11 A: Infrared spectrogram of SDBS; B: Infrared spectrogram of the activated sludge

692 cm^{-1} 有 S=O 变形振动的小峰;直链烷基以 1408 cm^{-1} 、1379 cm^{-1} 的末端甲基为特征吸收峰。由图 11-B 可知,污泥样品在 2958 ~ 2855、1634、1408、1044、692 cm^{-1} 等处有 SDBS 特征吸收峰。这进一步表明 SDBS 的去除不仅是生物降解作用,另外还存在活性污泥吸附作用。

2.5.3 动力学分析 数学模型的建立有助于描述和理解系统的反应过程,对实际反应过程的控制提供理论上的指导。目前污水生物处理领域最常用的动力学模型为莫诺特(Monod)方程,后来的研究者在此基础上进行修订,推导出了常用的微生物一级降解动力学方程如式(3)^[28]:

$$C = K_1 e^{(-k_2 t)} + k_3, \quad (3)$$

式中: C 为反应物在 t 时刻的质量浓度 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); K_1 为降解反应速率常数 (h^{-1}); k_2 、 k_3 为系统参数; t 为降解时间(h)。

在 SDBS 生化降解的过程中,以 SDBS 浓度 C 对时间 t 作图,拟合曲线见图 12。从图 12 中可得,拟合曲线为: $C=7.932 e^{(-t/0.4849)}+2.0624$, 其反应速率常数为 2.0624 h^{-1} , 半衰期为 0.3360 h , 相关系数 $R^2=0.9924$, 拟合结果表明, SDBS 的生化降解拟合度较好,符合微生物一级降解动力学方程^[29-31]。表明影响降解反应的基质是反应器内表面活性剂浓度,当其浓度较高时,反应速率较快,随着其浓度的降低,反应速率随之变慢。在反应初期,活性污泥与反应底物接触以吸附为主。一段时间之后系统内的有机底物大量减少后,底物推动力减弱,降解速率逐渐降低,此时主要进行生物降解过程,当吸附与降解达到平衡时, SDBS 浓度不再变化。

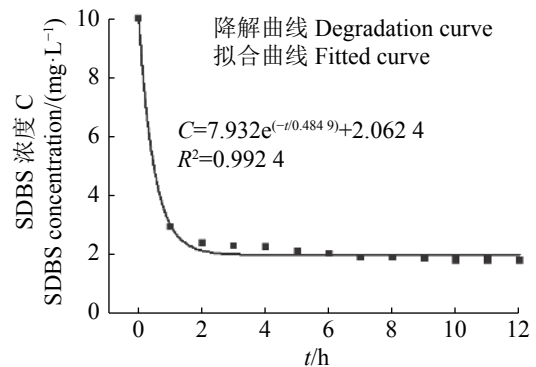


图 12 SDBS 生化降解拟合曲线图

Fig. 12 Fitting curve for SDBS biochemical degradation

3 结 论

(1)本实验设计组建了具有好氧-兼氧-厌氧生物技术的新型 SBR 反应器对生活污水进行处理,省去了滗水器,采用跌水曝气代替机械曝气,系统结构更紧凑、布水更均匀、运行成本更低,在去除生活污水中的有机物污染物方面显示了更好的处理效果。

(2)经过 150 d 的启动驯化,反应器出水 COD、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度分别为 10、4.0、3.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率分别达 94.0%、88.2%、86.9%,表明本试验设计的新型 SBR 反应器能够有效地去除污水中污染物,其中 TN 的去除率比传统工艺提高了 21.2%;通过比较不同循环上流速度下的处理效果可得其适宜的速度为 $4.52 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

(3)本新型 SBR 反应器对典型污染物阴离子表面活性剂具有明显的降解效果。

(4)SBR 反应器对 SDBS 的去除分两个阶段:2 h 前以活性污泥吸附为主;2 h 后以生物降解为主,生物降解的过程符合一级动力学方程 $C=7.932 e^{(-t/0.4849)}+2.0624$, 反应速率随基质浓度的增大而升高。建立动力学方程有助于描述和理解系统的反应过程,可对实际反应过程的控制提供理论指导。

参考文献:

- [1] 郭德生,王成玺. SBR 法间歇式活性污泥系统处理有机废水的实验研究[J]. 甘肃科技, 2012, 28(7): 37-40.
- [2] 温雪梅. SBR 法缺氧(静置)/好氧多级交替模式下处理生活污水性能研究[D]. 张家口:河北建筑工程学院, 2019.
- [3] 何咏琦. SBR 技术对生活污水中污染物去除效果研究[J]. 环境科学与管理, 2019, 44(4): 106-109.
- [4] 叶雪. 表面活性剂废水对环境的危害及其处理技术[J]. 四川化工, 2019, 22(3): 11-13.
- [5] RAJASULOCHANA P, PREETHY V. Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water-A comprehensive review [J]. Resource-Efficient Technologies, 2016, 2(4): 175-184.
- [6] PALMER M, HATLEY H. The role of surfactants in wastewater treatment: Impact, removal and future techniques: A critical

- review [J]. *Water Research*, 2018, 147: 60 – 72.
- [7] 马正杰. 自来水厂深度处理工艺对水中有机微污染物的去除效果研究[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2015.
- [8] 赵微微, 王毅琳. 表面活性剂用于废水处理研究的新进展[J]. *化学学报*, 2019, 77(8): 717 – 728.
- [9] DU R, CAO S, NIU M, et al. Performance of partial-denitrification process providing nitrite for anammox in sequencing batch reactor (SBR) and upflow sludge blanket (USB) reactor [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, 122: 38 – 46.
- [10] 那仁格日勒, 唐楷, 樊义康, 等. 废水中非离子表面活性剂去除的研究进展[J]. *化工技术与开发*, 2015, 44(8): 12 – 16.
- [11] 肖佩, 周利, 朱佳, 等. 生物法处理表面活性剂废水的研究进展[J]. *市政技术*, 2016, 34(5): 154 – 157.
- [12] 张广良, 董庆斌, 赵永红, 等. 表面活性剂厌氧生物降解研究进展[J]. *日用化学品科学*, 2017, 40(10): 31 – 36.
- [13] 罗莎杰, 曹秀君, 李东梅, 等. 水中十二烷基苯磺酸钠的降解方法[J]. *化学与生物工程*, 2019, 36(1): 15 – 20.
- [14] 孙燕. SBR 法处理浴池废水的试验研究[D]. 秦皇岛: 燕山大学, 2012.
- [15] 龚新颖, 龚正君, 陈钰, 等. 蛋壳处理洗涤废水中阴离子表面活性剂的试验研究[J]. *环境科学与管理*, 2015, 40(4): 69 – 72.
- [16] 于晓彩, 徐微, 扬艳杰. SBR 法处理含阴离子表面活性剂废水的研究[J]. *环境保护科学*, 2006(6): 20 – 22.
- [17] 温雪梅, 南国英, 崔笑颖, 等. SBR 工艺特性及脱氮除磷分析[J]. *环境保护与循环经济*, 2018, 38(3): 21 – 23.
- [18] 许德超, 陈洪波, 李小明, 等. 静置/好氧/缺氧序批式反应器 (SBR) 脱氮除磷效果研究[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(1): 152 – 159.
- [19] YAN L, LIU S, LIU Q, et al. Improved performance of simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in an oxygen-limited SBR by alternating the DO [J]. *Bioresourc Technology*, 2019, 275: 153 – 162.
- [20] CHAI H, XIANG Y, CHEN R, et al. Enhanced simultaneous nitrification and denitrification in treating low carbon-to-nitrogen ratio wastewater: Treatment performance and nitrogen removal pathway [J]. *Bioresourc Technology*, 2019, 280: 51 – 58.
- [21] WANG Z, ZHANG L, ZHANG F, et al. A continuous-flow combined process based on partial nitrification-Anammox and partial denitrification-Anammox (PN/A+PD/A) for enhanced nitrogen removal from mature landfill leachate [J]. *Bioresourc Technology*, 2019, 297: 122483.
- [22] ZHANG T, WANG B, LI X, et al. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 335: 330 – 337.
- [23] MOTTERAN F, BRAGA J K, SAKAMOTO I K, et al. Degradation of high concentrations of nonionic surfactant (linear alcohol ethoxylate) in an anaerobic fluidized bed reactor [J]. *Science of The Total Environment*, 2014, 481: 121 – 128.
- [24] FREELING F, ALYGIZAKIS N A, VONDEROHE P, et al. Occurrence and potential environmental risk of surfactants and their transformation products discharged by wastewater treatment plants [J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 681: 475 – 487.
- [25] 谭显东, 王向东, 谢嘉, 等. SBR 法处理合成洗涤剂生产废水的动力学分析[J]. *四川大学学报 (工程科学版)*, 2006, 38(1): 68 – 71.
- [26] GRANATTO C F, MACEDO T Z, GEROSA L E, et al. Scale-up evaluation of anaerobic degradation of linear alkylbenzene sulfonate from sanitary sewage in expanded granular sludge bed reactor [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2019, 138: 23 – 32.
- [27] MUNGRAY A K, P KUMAR. Mass balance of anionic surfactants through up-flow anaerobic sludge blanket based sewage treatment plants [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2009, 87(4): 254 – 260.
- [28] 李署, 孙亚兵, 冯景伟, 等. 驯化活性污泥对丙烯酰胺的降解动力学[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(06): 1074 – 1078.
- [29] 肖静, 张鑫. SBR 反应器内基质降解的动力学分析[J]. *山西建筑*, 2016, 42(12): 100 – 102.
- [30] 俞金辉, 曾庆玲, 沈春花, 等. 活性污泥对三氯生的降解特性及其动力学[J]. *环境科学与技术*, 2017, 40(8): 159 – 163.
- [31] PÉREZ-CARRERA E, LEÓN V M, LARA-MARTÍN P A, et al. Influence of the hydrophilic moiety of anionic and nonionic surfactants on their aerobic biodegradation in seawater [J]. *Science of The Total Environment*, 2010, 408(4): 922 – 930.

Kinetics of Nitrogen and Carbon Removal and Degradation of SDBS in SBR Process with Micro-power Aeration

HUANG Qimei¹, XIAO Ying², ZHAO Zhendong³, LI Jiacheng¹, FENG Yuhong⁴

(1. School of Chemical Engineering and Technology, Hainan University, Haikou, Hainan 570228, China; 2. Everbright Environmental Protection Energy (Lingshui) Co., LTD, Lingshui, Hainan 572400, China; 3. College of Chemistry and Chemical Engineering, Hainan Normal University/ Haikou Key Laboratory of Natural Polymer Functional Material, Haikou, Hainan 571158, China; 4. Analytical and Testing Center, Hainan University, Haikou, Hainan 570228, China)

Abstract: A novel sequencing batch reactor (SBR) based on falling aeration was designed and built for wastewater treatment with anionic surfactants without the decanter to realize micro-dynamic aeration to reduce energy consumption. The starting process, operation effect and influencing factors of the SBR were investigated, and the degradation characteristics of anionic surfactants were discussed. Activated sludge was analyzed in terms of biodegradation kinetics, and characterized by using SEM, FT-IR and UV-Vis. The results showed that the COD, TN and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations of the effluent from the novel SBR reactor were 10, 4.0 and 3.4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively after the sludge were activated for 150 days, with their removal rates being 94.0%, 88.2% and 86.9%, respectively. The novel SBR process was 21.2% higher in removal rates of TN than compared with the traditional SBR process. The circulating upflow air velocity of the SBR process was controlled at 4.52 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ (Reflux ratio $R=1.8 : 1$; hydraulic retention time $T=3$ days). The degradation rate of typical pollutant anionic surfactant in the novel SBR reactor was 81.3%. The degradation process conforms to the first-order biodegeneration kinetic equation.

Keywords: sequencing batch reactor; sewage treatment; anionic surfactant; activated sludge; biodegradation

(责任编辑:罗启香 责任编辑:潘学峰)