江 兴,魏春海,袁 喆,等.MABR 处理低 C/N 市政污水的除碳脱氮及传氧效能 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4286-4293.
Jiang X, Wei C H, Yuan Z, et al. Simultaneous nitrogen and carbon removal from low-C/N municipal wastewater via membrane aerated biofilm reactor and oxygen transfer performance [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):4286-4293.

MABR 处理低 C/N 市政污水的除碳脱氮及传氧效能

江 兴[1,2],魏春海[1,3*],袁 喆[1],翟心瑜[1],潘志辉[1,3],刘 涛[1,3],张立秋[1,3**] (1.广州大学土木与交通工程学院,广东 广州 510006；2.湛江经济技术开发区代建项目管理局,广东 湛江 524076；3.珠江三角洲水质安全与保护教育部重点实验室,广东 广州 510006)

摘要：采用膜曝气生物膜反应器(MABR)工艺处理华南典型低浓度低碳氮比市政污水(COD、氨氮、总氮分别为 258.1, 30.5, 36.8mg/L).结果表明,通过同步缩短水力停留时间(HRT)和增大曝气压力,探明在 HRT 和优选曝气压力分别为 24h 和 5kPa, 12h 和 7kPa, 8h 和 8kPa, 6h 和 10kPa, 4h 和 12kPa 条件下,出水 COD 满足一级 B 标准,出水氨氮和总氮均满足一级 A 排放标准,COD、氨氮、总氮最高去除表面和容积负荷分别达到 19.2, 2.26, 2.53g/(m^2·d)和 1.6, 0.19, 0.21g/(L·d),显著高于传统生物膜和活性污泥工艺.氧传质特性试验揭示,生物膜显著提高了中空纤维曝气膜的氧转移速率(19.5~40.6gO_2/(m^2·d))、氧转移效率(30.9%~59.8%)和曝气效率(34.2~48.3kgO_2/kWh),体现出生物膜的自主呼吸特性(即根据进水氨氮和有机物的耗氧负荷自动通过曝气膜提取所需氧气).MABR 结合间歇曝气、同步混凝、定期剥离外层增殖过厚生物膜和根据污染物负荷优化调整膜组件曝气量及进出口气压,处理市政污水具有显著的减污降碳节能降耗潜力.

关键词：膜曝气生物膜反应器；低碳氮比市政污水；同步硝化反硝化；氧转移速率；氧转移效率；曝气效率
中图分类号：X703.5 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)08-4286-08

Simultaneous nitrogen and carbon removal from low-C/N municipal wastewater via membrane aerated biofilm reactor and oxygen transfer performance. JIANG Xing[1,2], WEI Chun-hai[1,3*], YUAN Zhe[1], ZHAI Xin-yu[1], PAN Zhi-hui[1,3], LIU Tao[1,3], ZHANG Li-qiu[1,3**] (1.School of Civil Engineering and Transportation, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China；2.Zhanjiang Economic and Technological Development Zone Agency for Construction Projects Administration, Zhanjiang 52406, China；3.Key Laboratory for Water Quality and Conservation of the Pearl River Delta, Ministry of Education, Guangzhou 510006, China). *China Environmental Science*, 2025,45(8)：4286~4293

Abstract：The typical low-C/N municipal wastewater (COD, ammonia, total nitrogen of 258.1, 30.5, 36.8mg/L) in South China was treated by membrane aerated biofilm reactor (MABR) process. By means of synchronously reducing hydraulic retention time (HRT) and increasing aeration pressure, the results showed that effluent COD met the discharge standard of level I class B, and effluent ammonia and total nitrogen met the discharge standard of level I class A at the individual HRT and selected aeration pressure combinations of 24h and 5kPa, 12h and 7kPa, 8h and 8kPa, 6h and 10kPa, 4h and 12kPa. The maximum surface and volume load removal of COD, ammonia nitrogen, total nitrogen achieved 19.2, 2.26, 2.53g/(m^2·d) and 1.6, 0.19, 0.21g/(L·d), respectively, which showed significantly better performance of MABR than conventional biofilm and activated sludge processes. Oxygen transfer characterization showed that biofilm significantly enhanced the oxygen transfer rate (19.5~40.6gO_2/(m^2·d)), oxygen transfer efficiency (30.9%~59.8%) and aeration efficiency (34.2~48.3kgO_2/kWh) of the investigated hollow fiber aeration membrane, implying the autonomous respiration of biofilm (i.e., automatically withdrawing the oxygen demand via aeration membrane to match the oxygen consumption caused by the influent load of ammonia nitrogen and COD). Thus, there is a significant potential for reducing pollution, carbon emission, energy consumption and cost for municipal wastewater treatment via MABR coupling intermittent aeration, synchronous coagulation, periodical detachment of excessive thick outer biofilm, adjustment of aeration flow and inlet/outlet pressure of membrane module to match the pollutants load.

Key words：MABR；low-C/N municipal wastewater；simultaneous nitrification and denitrification；oxygen transfer rate；oxygen transfer efficiency；aeration efficiency

我国市政污水处理厂进水普遍呈现出低碳氮比的特点,尤其是华南地区市政污水的 COD 与总氮之比通常低于 8[1].目前主流活性污泥和生物膜工艺是通过在空间或时间上创造先好氧硝化再缺氧反

收稿日期：2024-12-22
基金项目：国家自然科学基金面上项目(52470102);广东省自然科学基金面上项目(2024A1515011347);广东省普通高校特色创新项目(2019KTSCX129)
* 责任作者, 教授, weich@gzhu.edu.cn; ** 教授, zlqiu@gzhu.edu.cn

硝化的环境从而实现脱氮的目的,但与硝化菌同一空间共存的普通好氧异养菌在好氧硝化的同时及之前会消耗大量碳源,导致后续缺氧反硝化脱氮为满足一级 A[2]及更低的总氮排放标准时面临碳源不足而需要额外投加碳源来保证脱氮效果的问题,进而增加药剂、污泥处理及人工成本和碳排放量[3].

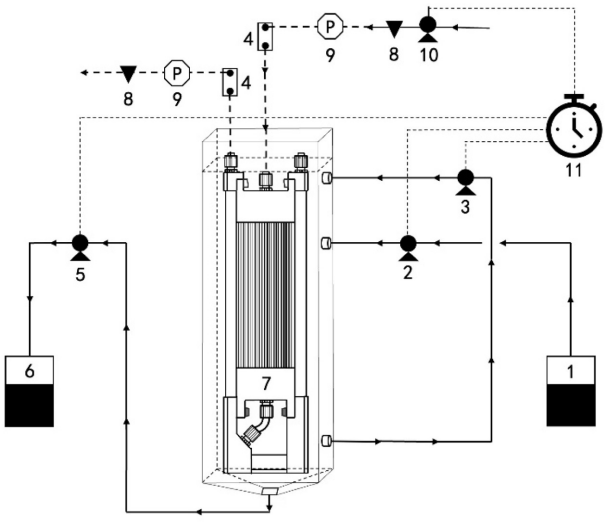
膜曝气生物膜反应器(MABR)工艺通过无泡曝气膜将氧从膜内侧传递给膜外侧附着生长的生物膜,污废水中有机物和氨氮从液相主流侧扩散进入生物膜,从而形成溶解氧和污染物在生物膜内的异向扩散,有利于形成近曝气膜侧硝化菌为主、近液相主流侧反硝化菌为主的生物膜分层结构,因此有机物首先通过反硝化生物膜优先保证与来自硝化生物膜的氨氮氧化产物(亚硝态氮和硝态氮)进行反硝化脱氮所需碳源[4-5],而且脱氮过程中产生的温室气体副产物-氧化亚氮显著低于传统工艺[6].MABR 的这一特点使其在低碳氮比市政污水同步除碳脱氮方面具有显著的技术优势,但当前 MABR 在市政污水处理中的工程应用主要是将曝气膜组件置于活性污泥法中的缺/厌氧池,并利用其表面富集的单一硝化生物膜将氨氮氧化为亚硝酸盐氮和硝酸盐氮,进而通过活性污泥中的反硝化菌实现单池同步硝化反硝化脱氮[7-10],其实质是活性污泥法的一种强化,并未充分利用 MABR 内层硝化外层反硝化复合生物膜本就具有的同步除碳脱氮功能,而 MABR 单独处理实际市政污水的研究尚不多见.另外,MABR 无泡曝气供氧效率高、相比传统气泡曝气能耗低[11],但有关曝气膜氧传质性能尤其是带有生物膜条件下的所谓自主呼吸特性[12]缺乏系统研究.

本研究采用序批式 MABR 工艺处理低碳氮比市政污水,考察不同水力停留时间(HRT)和曝气压力条件下的同步除碳脱氮效果,评估中空纤维曝气膜的氧传质特性,为 MABR 工艺的推广应用提供参考.

1　材料与方法

1.1　MABR 小试装置及运行条件

MABR 小试装置如图 1 所示,反应器由有机玻璃制成,尺寸为 125mm 长×35mm 宽×800mm 高,有效体积为 3.0L.采用某选择性透氧致密中空纤维膜组件(氧气与氮气透过率之比约 4:1,纤维直径 0.7mm,总有效表面积 0.25m^2),浸没于反应器中.鼓风机向中空纤维膜内腔输送空气,空气沿纤维长度方向流动,分子氧通过致密膜壁扩散到中空纤维膜外表面附着的生物膜中,乏氧的残余空气排入大气中,采用阀门和压力表控制膜组件的进出口气压.MABR 通过时间控制器启停泵和风机来实现序批式运行,在一个周期中,市政污水首先被泵入反应器,之后鼓风机开始曝气、循环泵开始提供沿中空纤维膜丝表面的液体循环流动,然后在预定的反应时间后停止鼓风机和循环泵,最后将处理水泵出反应器.市政污水取自广州市开发区水质净化厂的初沉池出口,主要污染物 COD、氨氮、总氮的浓度分别为 258.1, 30.6, 36.8mg/L.本研究开始前曝气膜组件已完成生物膜富集并获得处理模拟污水的良好同步除碳脱氮效果,采用逐步缩短 HRT 同时增大曝气压力的方式探索 MABR 的处理能力,对每个 HRT(24, 12, 8, 6, 4, 3h)先开展不同曝气压力(进口 4~15kPa、出口直接排放大气)条件下的单批次历时取样试验,以氨氮和 COD 为评价指标优选曝气压力,然后在优选曝气压力条件下开展多批次连续运行试验,考察 MABR 的同步除碳脱氮效果,试验全程在室温 20~25°C 条件下进行.



1. 进水池；2. 进水泵；3. 循环泵；4. 流量计；5. 出水泵；6. 出水池；
7. 膜组件；8. 阀门；9. 压力表；10. 膜曝气鼓风机；11. 时间控制器

图 1　MABR 小试装置示意

Fig.1　Schematic diagram of the lab-scale MABR set-up

1.2　中空纤维曝气膜氧传质特性测量与计算

曝气膜因其无泡曝气的特点不能引起液体的混合流动,一般不采用评价传统气泡曝气监测液相溶解氧的方式,而是监测由曝气膜内腔传递至曝气

膜外表面的氧气量.对于微孔曝气膜,无论选择空气还是纯氧曝气,由于所有气体都可以通过膜孔,因此可以采用死端式曝气模式,此时透过曝气膜传递的氧气量即为进气中的氧气量.对于本研究所用的选择性透氧致密曝气膜,只有选择纯氧曝气,才可以采用死端式曝气模式来测量;但实际应用中均采用空气曝气,因空气中的氮气透过膜壁速率远低于氧气,当采用死端式曝气模式时,氮气会积累在膜内腔从而导致压力增大且氧转移速率降低,进而无法保持连续稳定曝气供氧,所以通常采用贯通式曝气模式,此时部分氧气必然会随尾气排出,需要通过监测膜组件进出口氧气流量差来间接测量透过曝气膜传递的氧气量从而评估其氧传质特性.本研究即采用贯通式空气源曝气模式,在曝气膜组件未富集生物膜之前的新膜状态下,开展了其在室温 20°C 清水条件下的氧传质特性试验:向反应器中注满自来水,并加入过量的亚硫酸钠和氯化钴催化剂消耗水中的溶解氧,维持测试过程中反应器内溶解氧始终为零,从而保持最大氧转移驱动力;分别在膜组件进出气端安装阀门、压力表和流量计调控和监测进出口气体压力和流量;利用气袋收集尾气,采用气相色谱仪(天美 GC7900)搭配 5A 分子筛色谱柱和热导检测器检测尾气中氧气浓度;因进气端压力(最大 15kPa)受鼓风机性能所限,主要通过调节出气端阀门增大出气端压力(0~10kPa)从而减小膜组件内腔进出口压力差(5~10kPa)的方式,考察不同曝气条件下的氧传质特性.在本研究结束时曝气膜组件已富集成熟生物膜的状态下,开展了其在市政污水条件下的氧传质特性试验,除用市政污水代替自来水且不投加亚硫酸钠和氯化钴之外,具体方法与清水试验相同.

试验过程中,流入/出膜组件的气体物质的量按照理想气体状态方程计算:

$$n = pV/(RT) = pQt/(RT) \quad (1)$$

式中:p 为流入/出膜组件的气体绝对压强,Pa;V 为流入/出膜组件的气体体积,m³;R 为摩尔气体常数,8.314J/(mol·K);T 为气体绝对温度,K;n 为流入/出膜组件的气体物质的量,mol;Q 为流入/出膜组件的气体流量,m³/h;t 为曝气持续时间,h.

作为表征曝气膜氧传质特性的重要参数之一,氧转移速率(OTR)指单位膜面积单位时间内通过的氧气量,也称作氧气通量,按照式(2)计算:

$$\mathrm{OTR} = (n_{in}X_{in} - n_{out}X_{out})M/A \quad (2)$$

式中:OTR 为氧转移速率,$gO_2/(m^2\cdot d)$;n_{in} 为流入膜组件的气体摩尔流量,mol/d;n_{out} 为流出膜组件的气体摩尔流量,mol/d;X_{in} 为进气中氧气的摩尔分数,%;X_{out} 为出气中氧气的摩尔分数,%;M 为氧气分子量,32g/mol;A 为中空纤维曝气膜表面积,m^2.

作为表征曝气膜氧传质特性的重要参数之一,氧转移效率(OTE)指从膜内腔透过膜壁传递的氧气量占进入膜内腔的氧气量之比,按照式(3)计算:

$$\mathrm{OTR} = (n_{in}X_{in} - n_{out}X_{out})/(n_{in}X_{in})\times 100 \quad (3)$$

式中:OTE 为氧转移效率,%.

作为表征曝气膜氧传质特性的重要参数之一,曝气效率(AE)指消耗理论单位能量所能提供的氧气量,按照式(4)计算:

$$\mathrm{AE} = (n_{in}X_{in} - n_{out}X_{out})M/(p_{in}Q_{in}) \quad (4)$$

式中:AE 为曝气效率,kgO_2/kWh;p_{in} 为流入膜组件的气体相对压强,Pa;Q_{in} 为流入膜组件的气体流量,m³/h.

1.3 水质分析方法

水质指标按照国标方法进行定量分析: COD 采用重铬酸钾消解-分光光度法,氨氮采用纳氏试剂分光光度法,硝酸盐氮采用麝香草酚分光光度法,亚硝酸盐氮采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法,总氮采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法.采用平行样测量,因相对误差均低于 3%,仅以平均值表述.

1.4 数据处理方式

污染物去除率为进出水浓度差与进水浓度之比,污染物进水或去除容积负荷为每一运行周期内单位时间单位体积的进水或去除的污染物质量,污染物进水或去除表面负荷为每一运行周期内单位时间单位曝气膜表面积的进水或去除的污染物质量.数据处理及绘图使用 Excel.

2 结果与讨论

2.1 不同HRT条件下MABR曝气压力优选及碳氨去除动力学特性

由图 2 可见,各 HRT 和对应曝气压力条件下,COD 随反应时间呈指数下降趋势,符合一级反应动力学;氨氮随反应时间呈良好的线性下降趋势,符合零级反应动力学.在 HRT 和曝气压力分别为 24h 和 5kPa, 12h 和 7kPa, 8h 和 8kPa, 6h 和 10kPa, 4h 和

12kPa, 3h 和 14kPa 条件下,COD 一级反应速率常数分别为 0.066, 0.12, 0.223, 0.245, 0.36, 0.443h^{-1},氨氮零级反应速率常数分别为 1.25, 2.16, 3.38, 4.35, 6.36, 7.32mg/(L·h),两者均随 HRT 缩短(即生物膜所接受的污染物负荷增大)和曝气压力增大(即供氧量增大)而增大,显示膜曝气生物膜的代谢活性与污染物负荷和供氧量正相关.一项 MABR 处理模拟污水的研究[13]也发现与本研究类似的 COD 和氨氮去除动力学特性.MABR 出水 COD 和氨氮随 HRT 缩短呈现小幅上升趋势,对照《城镇污水处理厂污染物排放标准 GB18918−2002》[2],出水 COD 不能稳定满足一级 A 标准(≤50mg/L),但可满足一级 B 标准(≤60mg/L),出水氨氮除 HRT 3h 外均可满足一级 A 标准(≤5mg/L).

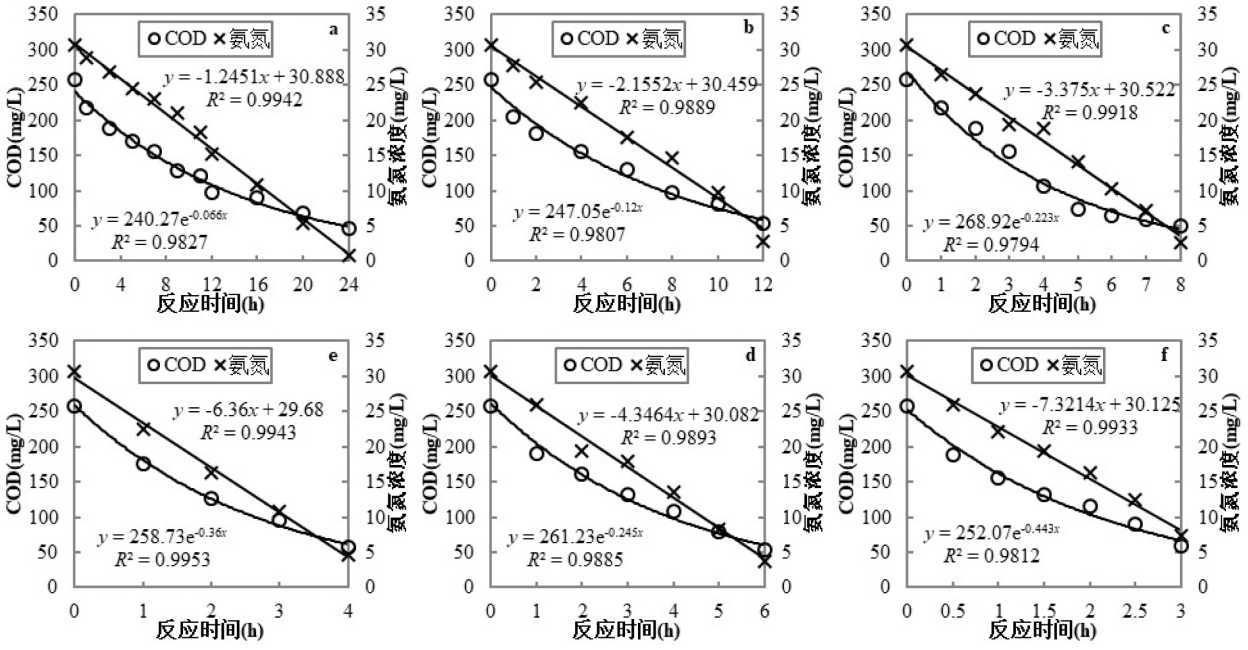


图 2　不同 HRT 和优选曝气压力条件下 MABR 内 COD 和氨氮浓度随反应时间的变化

Fig.2　Variations of COD and ammonia concentrations with reaction time in MABR at different HRT and selected aeration pressure

a. 24h 和 5kPa; b. 12h 和 7kPa; c. 8h 和 8kPa; d. 6h 和 10kPa; e. 4h 和 12kPa; f. 3h 和 14kPa

2.2　不同 HRT 及优选曝气压力条件下 MABR 处理市政污水的同步除碳脱氮效能

由图 3 可见,当 HRT 和曝气压力分别为 24h 和 5kPa, 12h 和 7kPa, 8h 和 8kPa, 6h 和 10kPa, 4h 和 12kPa, 3h 和 14kPa 时,出水 COD 分别为 42.5~55.7, 44.1~56, 41.1~49.9, 44~55.7, 49.9~58.7, 55.7~59.6mg/L,相应 COD 去除率分别为 78.4%~83.5%, 78.3%~83%, 80.7%~84.1%, 78.4%~83%, 77.3%~80.7%, 76.9%~78.4%.MABR 出水 COD 均在 50mg/L 上下浮动,尽管能稳定满足一级 B 排放标准,但不能稳定满足一级 A 排放标准.与处理污染物浓度基本相同的模拟市政污水(COD 270mg/L)的 MABR 研究(HRT 在 4~24h 条件下的出水 COD 为 16~37.3mg/L)[13]相比,本研究出水 COD 明显偏高,主要与实际市政污水中含有少量难降解有机物(如类腐殖质、纤维素)有关.另外,实际市政污水即使经初沉池处理后仍含有部分悬浮固体有机物,需经水解转化为溶解态小分子有机物后才能被微生物降解,水解本质上是水解酶和水解菌(分泌水解酶)附着在悬浮固体有机物表面进行反应的过程[14],活性污泥法因其完全混合的特点使得水解酶和水解菌很容易与悬浮固体有机物接触从而将其水解,而生物膜法由于微生物固定生长的原因使得水解酶和水解菌与悬浮固体有机物接触机会较少从而限制其水解效果,这可能也是导致本研究出水 COD 偏高的因素.本研究 MABR 采用连续曝气模式,内/外层生物膜分别处于好/缺氧环境,缺乏强化生物除磷所必需的厌氧和缺/好氧交替环境,因此仅能通过细胞合成同化作用吸收除磷,再结合生物膜法普遍长污泥龄长食物链进而剩余污泥产量低的特点,导致本研究

MABR 除磷效率低于 5%.针对 MABR 出水中的残留有机物和总磷,实际工程中可采用同步混凝后续沉淀或过滤工艺将其去除.当然仅靠同步混凝就可实现良好除磷效果,但需要消耗大量药剂,因此通过间歇曝气模式为生物膜创造厌氧和缺/好氧交替环境有望富集聚磷菌进而实现厌氧释磷、缺/好氧过度吸磷的强化生物除磷效果[15].

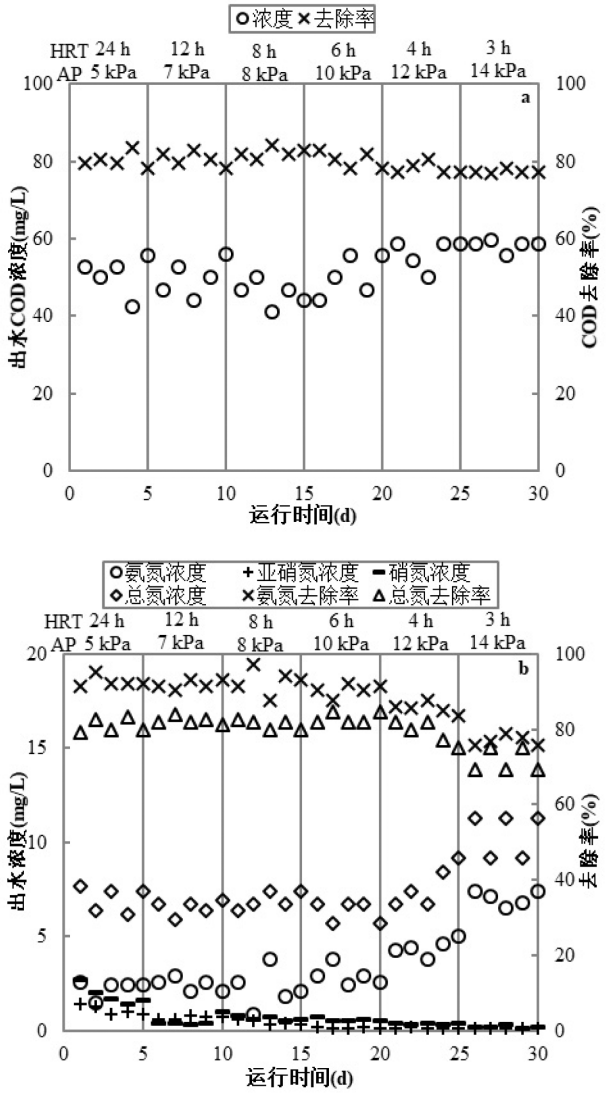


图 3 MABR 在不同 HRT 及对应优选曝气压力(AP)连续运行期间的同步除碳脱氮效果

Fig.3 Removals of COD and nitrogen in continuous MABR operation at different HRT and selected aeration pressure

a. COD; b. 氮

随着 HRT 缩短和曝气压力增加,MABR 出水氨氮逐渐升高(平均 2.3→7mg/L),出水亚硝酸盐氮逐渐降低并最终保持在 0.3mg/L 以下,出水硝酸盐氮逐渐降低且最终保持在 0.5mg/L 以下,出水总氮逐渐升高(平均 6.5→10.5mg/L),相应氨氮和总氮去除率逐渐降低(平均 92.6%→77%和 82.3%→71.6%).MABR 出水总氮均显著低于 15mg/L,稳定满足一级 A 标准.MABR 出水氨氮除最短 HRT 3h 外均低于 5mg/L,稳定满足一级 A 标准.从生物膜外观可发现,随着运行时间的延长,生物膜厚度逐渐增大,再结合内层自养硝化菌增殖速率慢的特点,推断主要由于外层异养菌在高负荷条件下快速增殖导致生物膜增厚.HRT 缩短到 4h 和 3h 过程中,出水氨氮呈现明显上升趋势(3.8→7.4mg/L),同时出水亚硝氮和硝氮极低(分别低于 0.3,0.5mg/L),氨氮去除率下降至与总氮去除率基本相同,推断主要是外层生物膜过厚,导致主流中氨氮扩散至内层硝化菌的传质速率下降,进而导致硝化效果降低,但外层生物膜反硝化效果得益于生物量的增加,不仅未受负面影响甚至有所提高.这与近期处理模拟市政污水的 MABR 研究结果一致[13,15-16],因此实际工程中可采用定期冲刷或机械刮擦等方式剥离外层过度增殖生物膜,以保持 MABR 的高效同步硝化反硝化脱氮性能[15-18].

由图 4 可见,随着 HRT 缩短(24→3h),COD 进水表面和容积负荷逐步增加(3.1→24.8g/(m^2·d)和 0.26→2.06g/(L·d)),随着曝气压力同步增加(5→14kPa),相应平均 COD 去除表面和容积负荷逐步增加(2.5→19.2g/(m^2·d)和 0.21→1.6g/(L·d)),相应平均 COD 负荷去除率在 HRT 6~24h 时为 80.2%~82.3%,HRT 缩短至 4,3h 时下降至 78.3%,77.4%.随着 HRT 缩短(24→3h),氨氮进水表面和容积负荷逐步增加(0.37→2.94g/(m^2·d)和 0.031→0.245g/(L·d)),随着曝气压力同步增加(5→14kPa),相应平均氨氮去除表面和容积负荷逐步增加(0.34→2.26g/(m^2·d)和 0.028→0.188g/(L·d)),相应平均氨氮负荷去除率在 HRT 6~24h 时为 90.5%~92.7%,HRT 缩短至 4,3h 时下降至 85.6%,77.%.随着 HRT 缩短(24→3h),总氮进水表面和容积负荷逐步增加(0.44→3.53g/(m^2·d)和 0.037→0.294g/(L·d)),随着曝气压力同步增加(5→14kPa),相应平均总氮去除表面和容积负荷逐步增加(0.36→2.53g/(m^2·d)和 0.03→0.211g/(L·d)),相应平均总氮负荷去除率在 HRT 6~24h 时为 80.9%~82.9%,HRT 缩短至 4,3h 时下降至 79.1%,716.%.与处理类似污废水的传统惰性载体生物膜(COD 去除表面负荷 9.8~15.2g/(m^2·d),总氮去除表面负荷 0.27~1.82g/

(m^2·d))和活性污泥工艺(COD 去除容积负荷 0.3~1.3g/(L·d),总氮去除容积负荷 0.044~0.119g/(L·d))相比[19-20],本研究 MABR 的污染物去除负荷显著提高.随着曝气压力的增大(5~14kPa),氧气供应速率随之增大,能够适应随 HRT 缩短带来的进水负荷增大而同步增长的生物膜需氧量,污染物去除负荷与进水负荷基本保持同步增长趋势.HRT 为 3h 的最高进水负荷时,COD、氨氮和总氮平均去除率相比 HRT 为 24~6h 的中低进水负荷分别下降 3.5%、14.9%和 10.2%,MABR 对污染物负荷增长的耐受程度顺序为 COD>总氮>氨氮,主要原因在于 MABR 的异向传质特点.相较于 COD 从液相扩散至生物膜外层即可被异养菌(包括反硝化菌)利用、硝氮和亚硝氮从内层扩散至外层即可被反硝化菌利用,氨氮需要从液相穿越整个生物膜外层到达内层硝化菌才能被利用,因此其传递路径最长,当高负荷条件下生物膜外层异养菌快速增殖导致厚度增加时,氨氮传质速率最先受到不利影响,再次表明控制外层生物膜厚度的必要性[21-24].综合分析,在 MABR 进水负荷一定的条件下,存在最佳曝气压力使得供氧量刚好满足污染物去除要求,而曝气压力是 MABR 工艺最主要的调控手段,实际工程中可根据进水负荷的变化来调控曝气压力,从而按需供氧,避免过多供氧带来的能量浪费.

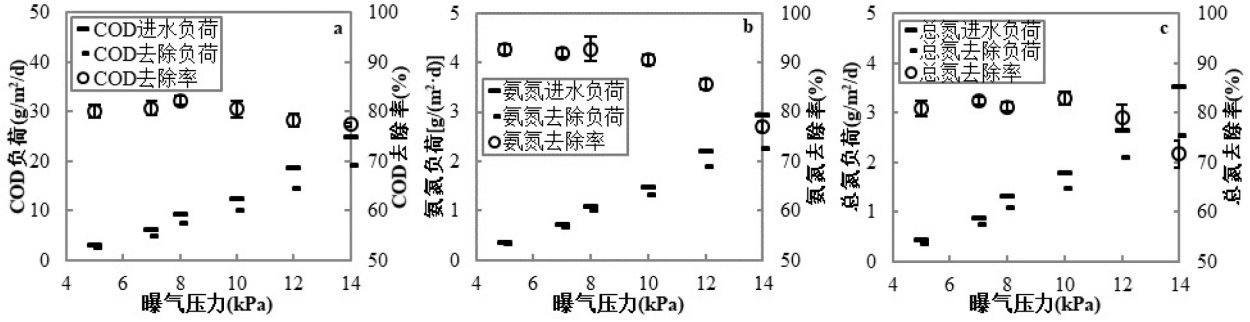


图 4　MABR 在不同 HRT 及对应优选曝气压力连续运行期间的碳氮负荷去除情况

Fig.4　Load removals of COD, ammonia nitrogen and total nitrogen in continuous MABR operation at different HRT and selected aeration pressure

a. COD; b. 氨氮; c. 总氮

2.3　中空纤维曝气膜氧传质特性

由图 5 可见,随着膜组件进出气口气压差的增大(即进气口压力 10~15kPa、出气口压力逐渐减小至零),曝气膜的氧转移速率在有/无生物膜条件下,均呈现先增大后减小的趋势,两者出现最高氧转移速率值 40.6/16.4gO_2/(m^2·d)的气压差 8.4/8.9kPa 比较接近,反映了本试验曝气系统的固有特性:一方面,膜组件进出口气压差较小,主要是调小出口阀门导致出口气压增大造成的,此时曝气管路内平均压力大,而鼓风机功率是恒定的,因此曝气流量大幅下降,进而导致氧转移速率较小;另一方面,膜组件进出口气压差较大,主要是由于调大出口阀门导致出口气压减小(甚至到 0kPa)造成的,此时曝气管路内平均压力小,因此曝气流量大,气体流速大,导致氧气在膜腔内停留时间较短,进而造成氧转移速率较小;比如,本试验中有无生物膜时最高/最低进出口气压差时的进气口流量分别为 60/19mL/min 和 56/24mL/min.因此,对于特定 MABR,存在最优的膜组件进出口曝气压差,使得氧转移速率最高.

随着膜组件进出气口气压差的增大,曝气膜的氧转移效率在有/无生物膜条件下均呈现减小的趋势.膜组件进出口气压差越小,膜内腔气压越大,氧气透过膜壁扩散的驱动力越大,因此氧转移效率也越大.有/无生物膜条件下的最高氧转移效率为 59.8%/25.9%.与氧转移效率类似,同样的原因导致随着膜组件进出气口气压差的增大,曝气膜的曝气效率在有/无生物膜条件下均呈现减小的趋势.有/无生物膜条件下的最高曝气效率为 48.3/19.7kgO_2/kWh.综合氧转移速率、氧转移效率和曝气效率随膜组件进出口气压差的变化情况,本研究所用中空纤维曝气膜的最优进出口曝气压差在 8kPa 左右.

尽管普遍认为无泡曝气膜的氧传质性能优异,但文献中缺乏详细数据,尤其是运行中带有生物膜的情况尚未见报道.本研究显示,相比无生物膜的曝

气膜,有生物膜的曝气膜的氧转移速率、氧转移效率和曝气效率分别提高 81.8%~201.8%、130.6%~225.3%和 145.2%~217.7%,证实生物膜的存在会显著提高曝气膜的氧传质效能,其机理在于氨氮和有机物向膜曝气生物膜中的扩散会增强微生物代谢活性,进而消耗溶解氧,导致曝气膜表面处于一种“负溶解氧浓度”状态,从而增加分子氧从膜腔内侧扩散到外侧生物膜的推动力,最终显著强化氧传质效能.生物膜会根据底物负荷状况通过曝气膜来“提取”它所需要的氧气,即自主呼吸[12].本研究测得的带有生物膜的曝气膜在市政污水条件下的最优氧转移速率、氧转移效率和曝气效率分别达到 40.6gO_2/(m^2·d)、59.8%和 48.3kgO_2/kWh,高于相关 MABR 报道[8-9,21-25],也优于传统机械和气泡曝气器[26-27].本研究所用膜丝长度仅 0.5m,远低于商业化产品的 2~4m,一般膜丝长度越长,氧气在膜腔内的停留时间也越长,相应地透过膜壁进入生物膜内的氧也越多,因此商业化膜组件的氧传质效能应优于本研究.由于曝气是污水处理厂主要能耗来源,MABR 拥有优异氧传质效能和灵活调控最佳曝气流量及压力的双重优点,应用于市政污水处理具有良好的节能降耗潜力.

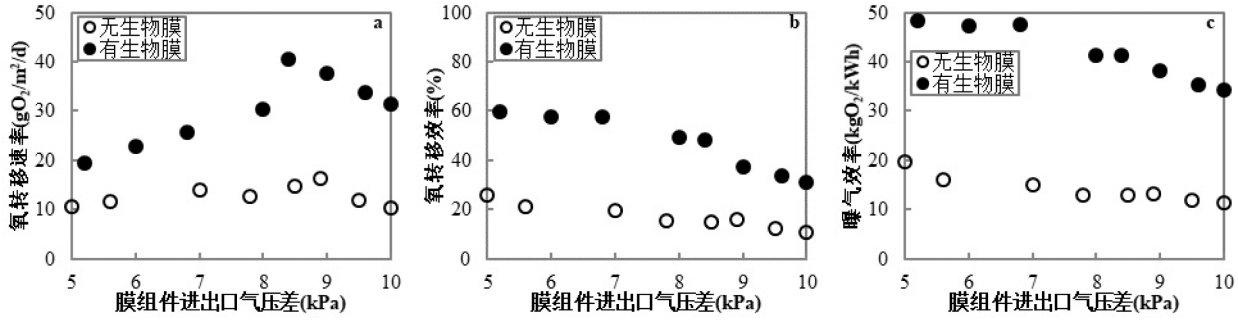


图 5 有/无生物膜条件下的中空纤维曝气膜的氧传质效能

Fig.5 Oxygen transfer rate, oxygen transfer efficiency and aeration efficiency of hollow fiber aeration membrane with and without biofilm

a. 氧转移速率; b. 氧转移效率; c.曝气效率 c

3 结论与建议

3.1 MABR 处理实际低碳比市政污水,在 HRT(4~24h)及优选曝气压力(5~12kPa)条件下,出水 COD 满足一级 B 标准、氨氮和总氮满足一级 A 标准,COD 和氨氮去除符合一级和零级动力学,COD、氨氮、总氮的最高去除表面和容积负荷分别达到 19.2, 2.26, 2.53g/(m^2·d)和 1.6, 0.19, 0.21g/(L·d).

3.2 氧传质试验表明,有生物膜的中空纤维曝气膜在膜组件进出口气压差 5.2~10kPa 条件下的氧转移速率、氧转移效率和曝气效率分别达到 19.5~40.6gO_2/(m^2·d)、30.9%~59.8%、34.2~48.3kgO_2/kWh,相比无生物膜时分别提高 81.8%~201.8%、130.6%~225.3%、145.2%~217.7%,受氨氮和有机物负荷影响的生物膜代谢活性显著提高了曝气膜的传氧效能.

3.3 对于特定 MABR,建议根据污染物负荷优化调整膜组件曝气量及进出口压力.曝气量主要取决于 COD 负荷和氧转移速率,建议通过监测主流中氧化还原电位来反馈控制,避免过多曝气;曝气膜出口气压应高于当地大气压,具体数值与特定膜组件及鼓风机有关,建议通过实际试验确定.

3.4 针对 MABR 连续曝气生物除磷效果有限问题,建议采用间歇曝气强化生物除磷;针对外层生物膜增殖过厚降低氨氮去除率问题,建议采用定期冲刷等方式剥离外层增殖生物膜;针对实际市政污水中存在少量难降解和悬浮固体有机物问题,建议采用同步混凝后续沉淀或过滤工艺与残余总磷一并去除.

参考文献:

[1] Cao Y S, Tang J G, Henze M, et al. The leakage of sewer systems and the impact on the 'black and odorous water bodies' and WWTPs in China [J]. Water Science and Technology, 2019,79:334-341.

[2] GB 18918-2002 城镇污水处理厂污染物排放标准 [s].
GB 18918-2002 Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant [S].

[3] 周 政,李怀波,王 燕,等.低碳氮比进水AAO污水处理厂低碳运行[J]. 中国环境科学, 2022,42(11):5088-5099.
Zhou Z, Li H B, Wang Y, et al. Research on low-carbon operation

mode in AAO-based wastewater treatment plants with low C/N influent [J]. China Environmental Science, 2022,42(11):5088-5099.

[4] Li J, Wang Z W, Wang Y Y. Integrating membrane aerated biofilm reactors with biological nitrogen removal processes: A new paradigm for achieving sustainable wastewater treatment plants [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,475:146025.

[5] 陈阳漫,秦庆东,谢迎龙,等.膜曝气生物膜反应器处理生活污水的脱氮性能研究进展 [J]. 环境污染与防治, 2023,45(12):1716-1723.
Chen Y M, Qin Q D, Xie Y L, et al. Research progress of membrane aerated biofilm reactor for nitrogen removal from domestic wastewater [J]. Environmental Pollution & Control, 2023,45(12):1716-1723.

[6] Li J G, Feng M B, Zheng S K, et al. The membrane aerated biofilm reactor for nitrogen removal of wastewater treatment: Principles, performances, and nitrous oxide emissions [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,460:141693.

[7] Houweling D, Daigger G T. Intensifying activated sludge using media-supported biofilms [M]. New York: CRC Press, 2019.8

[8] 龙泽波,罗　敏,马文超,等.膜传氧生物膜反应器在污水厂升级改造中的应用 [J]. 中国给水排水, 2020,36(17):1-5.
Long Z B, Luo M, Ma W C, et al. Application of membrane aerated biofilm reactor in upgrading of wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2020,36(17):1-5.

[9] 石　岩,许丹宇,唐运平,等.MABR 技术及其在污水处理厂提标改造中的应用 [J]. 工业水处理, 2021,41(10):22-27.
Shi Y, Xu D Y, Tang Y P, et al. Membrane-aerated biofilm reactor and its application in upgrading of sewage treatment plant [J]. Industrial Water Treatment, 2021,41(10):22-27.

[10] Uri-Carreno N, Nielsen P H, Gernaey K V, et al. The effects of low oxidation-reduction potential on the performance of full-scale hybrid membrane-aerated biofilm reactors [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,451:138917.

[11] Lakshminarasimm N, Parker W. Long-term monitoring reveals improvements in nitrogen removal and energy efficiency with MABR upgrade at full scale [J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 70:106945.

[12] Pellicer-Nache C, Domingo-Felez C, Lackner S, et al. Microbial activity catalyzes oxygen transfer in membrane-aerated nitritating biofilm reactors [J]. Journal of Membrane Science, 2013,446:465-471.

[13] Zhang L Q, Jiang X, Rong H W, et al. Exploring carbon and nitrogen removal capacity of membrane aerated biofilm reactor for low-strength municipal wastewater treatment [J]. Environmental Science: Water Research & Technology, 2022,8:280-289.

[14] Teo C W. Unified theory and model for anaerobic hydrolysis in municipal wastewater treatment: review of enzymological aspects and hydrolysis assessments [J]. Journal of Environmental Engineering, 2016,142(10):04016041.

[15] Wei C H, Zhai X Y, Jiang Y D, et al. Simultaneous carbon, nitrogen and phosphorus removal in sequencing batch membrane aerated biofilm reactor with biofilm thickness control via air scouring aided by computational fluid dynamics [J]. Bioresource Technology, 2024, 409:131267.

[16] Zeng M, Yang J F, Wang H T, et al. Application of a composite membrane aerated biofilm with controllable biofilm thickness in nitrogen removal [J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2020,95(3):875-884.

[17] 翟心瑜,魏春海,郭绮琪,等.膜曝气生物膜厚度控制研究进展 [J]. 中国环境科学, 2024,44(7):3867-3878.
Zhai X Y, Wei C H, Guo Q Q, et al. Research progress on biofilm thickness control in membrane aerated biofilm [J]. China Environmental Science, 2024,44(7):3867-3878.

[18] Siagian U W R, Friatnasary D L, Khoiruddin K, et al. Membrane-aerated biofilm reactor (MABR): recent advances and challenges [J]. Reviews in Chemical Engineering, 2024,40(1):93-122.

[19] Agbewornu K C D, Adyel T M, Zhai J. Optimizing nitrogen removal in a hybrid oxidation ditch [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021,9(4):105443.

[20] 赖永恒,刘　敏.A/O-MBBR 工艺处理生活污水性能及菌群结构 [J]. 中国环境科学, 2022,42(5):2120-2128.
Lai Y H, Liu M. Performance and microbial community of anoxic/oxic-moving bed biofilm reactor (A/O-MBBR) process treating domestic sewage [J]. China Environmental Science, 2022,42(5): 2120-2128.

[21] CHEN R F, Zhou Y. Measure microbial activity driven oxygen transfer in membrane aerated biofilm reactor from supply side [J]. Environmental Research, 2021, 195:110845.

[22] Veleva I, Van Weert W, Van Belzen N, et al. Petrochemical condensate treatment by membrane aerated biofilm reactors: A pilot study [J]. Chemical Engineering Journal, 2022,428:131013.

[23] 陈　晶,王冠平,石　伟,等.单级 MABR 纯生物膜法处理市政污水的应用研究 [J]. 中国给水排水, 2022,38(11):74-78.
Chen J, Wang G P, Shi W, et al. Application of single stage MABR pure biofilm for the treatment of municipal wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2022,38(11):74-78.

[24] Wang L S, Zhang C C, Liu Y C, et al. Establishing mainstream partial nitrification in the membrane aerated biofilm reactor by limiting the oxygen concentration in the biofilm [J]. Water Research, 2024,261: 121984.

[25] Campo G, Cerutti A, Zanetti M, et al. Membrane aerated biological reactors (MABRs) to enhance the biological treatment process at a WWTP [J]. Journal of Environmental Management, 2024,371:122921.

[26] Adel M, Shaalan M R, Kamal R M, et al. A comparative study of impeller aerators configurations [J]. Alexandria Engineering Journal, 2019,58(4):1431-1438.

[27] Li E, Zeng X Y. Evaluating the performance of fine bubble diffused aeration systems in cylindrical aeration tanks by fuzzy c-means algorithm [J]. Water Science and Technology, 2021,84(2):404-419.

作者简介：江　兴(1996-),男,湖北黄冈人,助理工程师,硕士,主要从事 MABR 污水处理研究.发表论文 2 篇.19727662519@163.com