

陈松,赵鹤翔,杜博文,等.厌氧膜生物反应器处理甲胺废水效能评价[J].中国环境科学,2025,45(5):2462-2469.

Chen S, Zhao H X, Du B W, et al. Efficiency evaluation of an anaerobic membrane bioreactor for treating methylamine wastewater [J]. China Environmental Science, 2025,45(5):2462-2469.

厌氧膜生物反应器处理甲胺废水效能评价

陈松¹,赵鹤翔^{1,2},杜博文²,杨俞²,焦城璠¹,李倩^{1*},李玉友³(1.西安建筑科技大学环境与市政工程学院,陕西西安710055; 2.华陆工程科技有限责任公司,陕西西安710065; 3.日本东北大学工学研究科,宫城仙台980-8579)

摘要: 搭建了实验室规模的 AnMBR,考察了处理甲胺废水的产甲烷性能、有机物去除效果、膜污染行为以及最优工况下的物料流动和节能减排情况。结果表明,随着 HRT 从 36h 启动并逐渐缩短至 8h,平均甲烷产率从 0.231L CH₄/g COD 逐渐升高至 0.287L CH₄/g COD,运行过程中 COD 去除率稳定在 95%以上,甲胺去除率高达 100%,HRT 进一步缩至 6h 后甲胺去除率仅为 44.3%,甲胺的积累导致反应器性能下降,平均甲烷产率降至 0.094L CH₄/g COD。运行期间膜通量从 1LMH 逐渐升高至 6LMH,跨膜压差(TMP)增长速度总体平缓,在 HRT=12h 长时间的运行导致 TMP 超过 20kPa 的阈值,此时更换膜组件并进行膜污染分析,结果表明主要污染部分为膜内部积累的不可逆有机污染,这与微生物分泌的胞外聚合物有直接关联。对各阶段的产甲烷性能和 TMP 增长速度进行综合考量得出最优工况为 HRT=8h,其中 80%以上的进水 COD 转化为了甲烷,产生的生物能源显著高于系统运行的电力消耗,净能量潜力达到 4.142kW·h/m³,且能够减少 2.239kg CO₂/m³ 的碳排放。

关键词: 甲胺; 工业废水; 厌氧膜生物反应器; 物料平衡; 节能减排

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)05-2462-08

Efficiency evaluation of anaerobic membrane bioreactor for treating methylamine wastewater. CHEN Song¹, ZHAO He-xiang^{1,2}, DU Bo-wen², YANG Yu², JIAO Cheng-fan¹, LI Qian^{1*}, LI Yu-you³ (1.Department of Environment and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xian 710055, China; 2.HuaLu Engineering & Technology Co., LTD, Xian 710065, China; 3.Graduate School of Engineering, Tohoku University, Sendai 980-8579, Japan). *China Environmental Science*, 2025,45(5): 2462~2469

Abstract: A laboratory-scale AnMBR was established to investigate the methanogenic performance, organic matter removal efficiency, membrane fouling behavior, as well as the material flow and energy conservation and emission reduction under the optimal operating conditions during the treatment of methylamine wastewater. The results showed that as hydraulic retention time (HRT) decreased from 36h to 8h, average methane yield rose from 0.231L CH₄/g COD to 0.287L CH₄/g COD. COD removal was stable above 95%, methylamine removal hit 100%. But at 6h HRT, methylamine removal was only 44.3%, reactor performance dropped, and methane yield fell to 0.094L CH₄/g COD. Membrane flux rose from 1LMH to 6LMH, transmembrane pressure (TMP) growth was slow. At 12h HRT, long operation made TMP exceed 20kPa. After replacing the membrane module, analysis show irreversible fouling inside, relate to microbial extracellular polymers. Considering comprehensively the methanogenic performance and the growth rate of TMP in each stage, the optimal operating condition is determined as HRT = 8h. More than 80% of the influent COD is converted into methane, the generated bioenergy is significantly higher than the power consumption of the system operation, the net energy potential reaches 4.142kW·h/m³, and it can reduce carbon emissions by 2.239kg CO₂/m³.

Key words: methylamine; industrial wastewater; anaerobic membrane bioreactor(AnMBR); material balance; conserve energy and reduce emissions

甲胺是一类被广泛用于医药、农药、炸药、染料等多个行业的有机化学制品^[1-2]。其庞大的需求量产生了大量的甲胺废水,其中主要污染物为甲醇,甲胺等^[3],具有生物毒性和刺激性^[4]。目前常用好氧活性污泥法处理甲胺废水,但却存在着能耗高、CO₂排放量大的问题^[5]。近年来,随着污水资源化和“双碳目标”的提出,对于甲胺废水的处理亟待向资源化、低碳化、低成本化转型^[6-8]。

厌氧膜生物反应器(AnMBR)是厌氧生物处理和膜技术的结合,在膜的截留作用下能够避免污泥流失,促进厌氧产甲烷效率进一步提高,实现高效能源回收^[9-11]。AnMBR 在工业废水中展现了良好的处理性能,Kong 等^[11]使用 AnMBR 处理 3000mg

收稿日期: 2024-09-30

基金项目: 陕西省重点研发计划国际合作重点(2022KWZ-25)

* 责任作者, 教授, Qian.LI@xauat.edu.cn

COD/L 的 DMF 废水,在 OLR 为 3.14~4.16g COD/L/d 时得到了 94.45% 的平均污染物去除率,甲烷产量稳定在 1~1.5L/L_{反应器/d};Wang 等^[12]采用 AnMBR 处理甲醇废水获得了 95%~98% 的 COD 去除率,远高于升流式厌氧污泥床(UASB)的 78%~91%,并且其甲烷回收率高达 88%~95%。然而甲胺废水具有 pH 值较高、碱性较强的特点,可能超出厌氧生物处理的最佳 pH 值范围,且甲胺的存在可能具有抑制微生物活性的不利因素^[13],同时甲胺对微生物的刺激在一定程度上也可能影响膜污染过程。总之 AnMBR 处理甲胺废水的性能情况和整个环节中甲胺的具体影响均尚不清楚,因此其性能表现和最优工况有待探究。

近年来,能量和碳排放核算在水处理领域中日益普及,可直观反映各项环境潜力,为水处理研究提供积极意义^[14]。AnMBR 回收生物能源的特点使其具备一定的环境友好性,然而在处理甲胺废水过程中其具体效能尚不明确。因此有必要对 AnMBR 处理甲胺废水进行全流程的量化计算,包括物料流动、能量收支和碳排放,以明确甲胺废水的资源化潜力和 AnMBR 的技术优势,并提供可比数据供未来研究参考。

然而目前缺乏 AnMBR 处理甲胺废水的相关研究报告,上述不明确内容尚待研究。本研究运行 AnMBR 对甲胺废水进行处理,监测反应器性能并探究其最优运行工况,同时对 AnMBR 处理甲胺废水的物料平衡、能量平衡以及碳减排进行分析,以评价其综合效能。本研究旨在实现甲胺废水的资源化处理,进一步拓宽 AnMBR 的应用场景,并为节能减排事业献计献策。

1 材料与方 法

1.1 实验装置

本研究使用小试规模的 AnMBR 处理实际工业甲胺废水,反应器运行示意图如图 1 所示。反应器工作容积 1.5L,膜组件使用总面积为 0.0312m² 的 0.20 μ m 孔径 PVDF 平板膜,采取内置淹没的方式运行,进出水均使用计时器控制蠕动泵运送。设置沼气自循环曝气系统,以 4L/min 的平均流量持续曝气,在保证混合液混合均匀的同时,还起到冲刷膜表面的作用。运行温度由恒温水浴循环器控制在 35 $^{\circ}$ C 的中温条件。反应器通过调整进出水流量来改变 HRT,由

36h 逐渐缩短至 8h,并使用膜压记录仪记录跨膜压差(TMP),当 TMP 大于 20kPa 时,表明膜污染严重,此时更换膜组件^[15-16]。

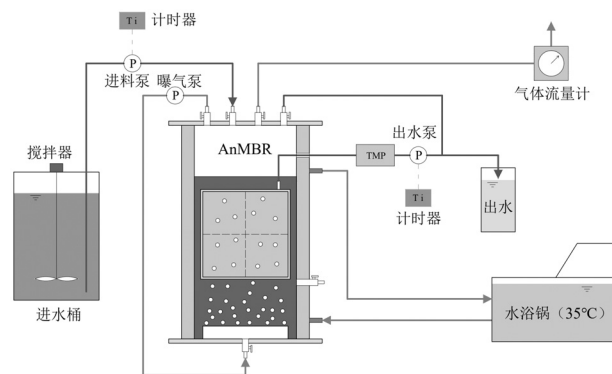


图 1 AnMBR 运行示意

Fig.1 Diagram of the AnMBR operation

1.2 污泥与废水

种泥来自于实验室长期培养的厌氧污泥,TS 为 (9.43 \pm 0.21)g/L,VS 为 (8.20 \pm 0.24)g/L。进水为工业甲胺废水,取自陕西兴化集团甲胺生产废水收集池,其具体理化指标见表 1。

表 1 进水理化性质

Table 1 Physicochemical of the influent water

指标	单位	数值
COD	mg/L	1466.12 \pm 34.31
甲醇	mg/L	655.56 \pm 33.61
一甲胺	mg/L	89.03 \pm 7.93
二甲胺	mg/L	94.12 \pm 8.72
三甲胺	mg/L	97.46 \pm 11.80
TN	mg/L	117.85 \pm 3.52
NH ₄ ⁺ -N	mg/L	9.23 \pm 1.94
SS	mg/L	5.1 \pm 0.1
pH 值	/	9.6 \pm 0.1

1.3 分析方法

AnMBR 运行过程中的产气量通过湿式气体流量计持续监测并折算为标准状态下体积。沼气组分(H₂、N₂、CH₄、CO₂)使用气相色谱仪(GC 7900,天美,中国)测定,溶解性甲烷采用顶空法测定^[17]。污染物成分(甲醇、甲胺)使用气相色谱仪(GC 9720Plus,福立,中国)测定。采用快速消解分光光度法(D6000, HACH,美国)测定 COD 浓度,纳氏试剂分光光度法测定 NH₄⁺-N 浓度,过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定 TN 浓度。TS、VS 浓度采用重量法测定。胞外聚

合物采用离心法提取,蛋白和多糖分别使用 Folin-酚法和苯酚-硫酸法测定.膜阻力分布通过膜过滤清水实验获得^[18].

1.4 能源收支和碳减排核算

1.4.1 能量收支计算 总输出能量(E_{out})指甲烷热电联产产出的能量,包括热能(E_{th})和电能(E_e),计算公式为:

$$E_{out} = E_{th} + E_e = \frac{P_{CH_4} \delta \gamma_{th}}{3600} + \frac{P_{CH_4} \delta \gamma_e}{3600} \quad (1)$$

式中: P_{CH_4} 为处理甲胺废水的甲烷产率(L/m³); δ 为甲烷的燃烧热,为 35.8kJ/L CH₄; γ_{th} 和 γ_e 分别为甲烷热电联产时化学能转化为热能和电能的转换效率,本研究中分别为 50%和 35%^[19].

总输入能量(E_{in})为所有运行过程中消耗能量的部分组成,计算公式如下^[20-22]:

$$E_{in} = xE_p + yE_a + zE_b + E_h \quad (2)$$

式中: E_p 为水泵输送进出水消耗的电能, kW·h/m³; E_a 为气体循环系统的耗电, kW·h/m³; E_b 为进水桶中的搅拌器消耗的电能, kW·h/m³; E_h 为维持反应器温度消耗的热能, kW·h/m³; x 为水泵的个数,为 2 个; y 为曝气泵个数,为 1 个; z 为搅拌器个数,为 1 个.

计算净能量潜力(P_e)和生物能量回收率(R_r),计算方法如下^[20]:

$$P_e = E_{out} - E_{in} \quad (3)$$

$$R_r = \frac{P_e}{E_{in}} \times 100\% \quad (4)$$

1.4.2 CO₂ 排放计算 通过分别计算回用能量情况下的 CO₂ 排放当量(C_e , kg CO₂/m³)和无能量回用情况下的 CO₂ 排放当量(C_e')以及碳中和率(R_c)来评价其减排能力^[23],计算方法如下:

$$C_e = C_d + C_m + C_p \quad (5)$$

$$C_e' = C_d + C_m + C_p' \quad (6)$$

$$R_c = \frac{C_e' - C_e}{C_e'} \times 100\% = \frac{\Delta C_p}{C_e'} \times 100\% \quad (7)$$

式中: C_d 表示反应器直接释放的 CO₂, kg CO₂/m³; C_m 表示转化为 CH₄的 CO₂(或者表示 CH₄燃烧发电产生的 CO₂), kg CO₂/m³; C_p 与 C_p' 分别表示 AnMBR 回收能量前后的耗电所排放的 CO₂, kg CO₂/m³; ΔC_p 为 C_p' 与 C_p 的差值,表示通过回收生物能源所减少的 CO₂ 排放量, kg CO₂/m³.

1.5 物料平衡计算

1.5.1 COD 平衡计算 反应器在各运行条件下的 COD 质量平衡,所用方程式如下所示:

$$COD_{tot} = COD_{CH_4biog} + COD_{CH_4diss} + COD_{biom} + COD_{perm} \quad (8)$$

式中: COD_{tot} 为一段时间内随进水进入反应器的有机物(g); COD_{CH_4biog} 为该时间段内产生的沼气中甲烷所贡献的 COD 当量(g); COD_{CH_4diss} 为溶解在出水内随出水损失的溶解性甲烷的 COD 当量(g); COD_{biom} 为反应器污泥增长所消耗的 COD(g); COD_{perm} 为该时间段内出水排出的 COD(g).

1.5.2 氮素平衡计算 反应器的氮素质量平衡,所用方程式如下所示:

$$TN_{in} = NH_4^+ - N_{per} + Org-N_{per} + TN_{biom} \quad (9)$$

式中: TN_{in} 为一段时间内随进水进入反应器的总氮(g); $NH_4^+ - N_{per}$ 为一段时间内随出水离开反应器的氨氮(g); $Org-N_{per}$ 为一段时间内随出水离开反应器的有机氮(g); TN_{biom} 为反应器污泥增长所利用的总氮(g).

2 结果与讨论

2.1 厌氧处理甲胺废水长期性能

反应器在 35℃ 的恒温条件下运行,初始阶段 HRT 为 36h,随后逐步缩短至 6h,以提高系统负荷,整个实验周期为 160d.长期运行的结果如图 2 所示,如图 3 所示为不同阶段反应器的性能表现.在启动初期,由于微生物驯化尚未完全,COD 的去除率较低,为 80%左右.随后在 HRT 分别为 24,12,8h 阶段内,系统稳定运行,平均 COD 去除率超过 95%,出水 COD 浓度维持在(47.36±9.94) mg/L,且未检出甲胺类污染物,从而证实了在 24~8h 的 HRT 范围内,甲胺得到了有效去除.在产气性能方面,稳定运行阶段每处理 1L 甲胺废水,能够产生 0.457~0.533L 的沼气,其中甲烷的纯度高达(82.67±1.14)%,这一数值优于多数现有污水处理工艺^[24-25].甲烷产率为(0.273±0.014) L CH₄/g COD,表明该系统具有较高的甲烷化效率.此外,体系的 pH 值和碱度分别稳定在 7.6 和 350mg CaCO₃/L 左右,展现出良好的稳定性能,这归因于甲胺的有效降解产生稳定的氨氮浓度,为系统提供了必要的碱度. HRT 缩短至 6h 后反应器的性能显著下降,COD 去除率降至(33.53±11.44)%,出水中甲胺含量增多,甲胺去除率

仅为(55.8±5.6)%,同时系统的产甲烷能力亦随之减弱,甲烷产率降至 0.094L CH₄/g COD.由于系统失去

了对污染物的有效去除能力,导致无法维持 pH 值在安全范围内,进而上升至 9 以上.

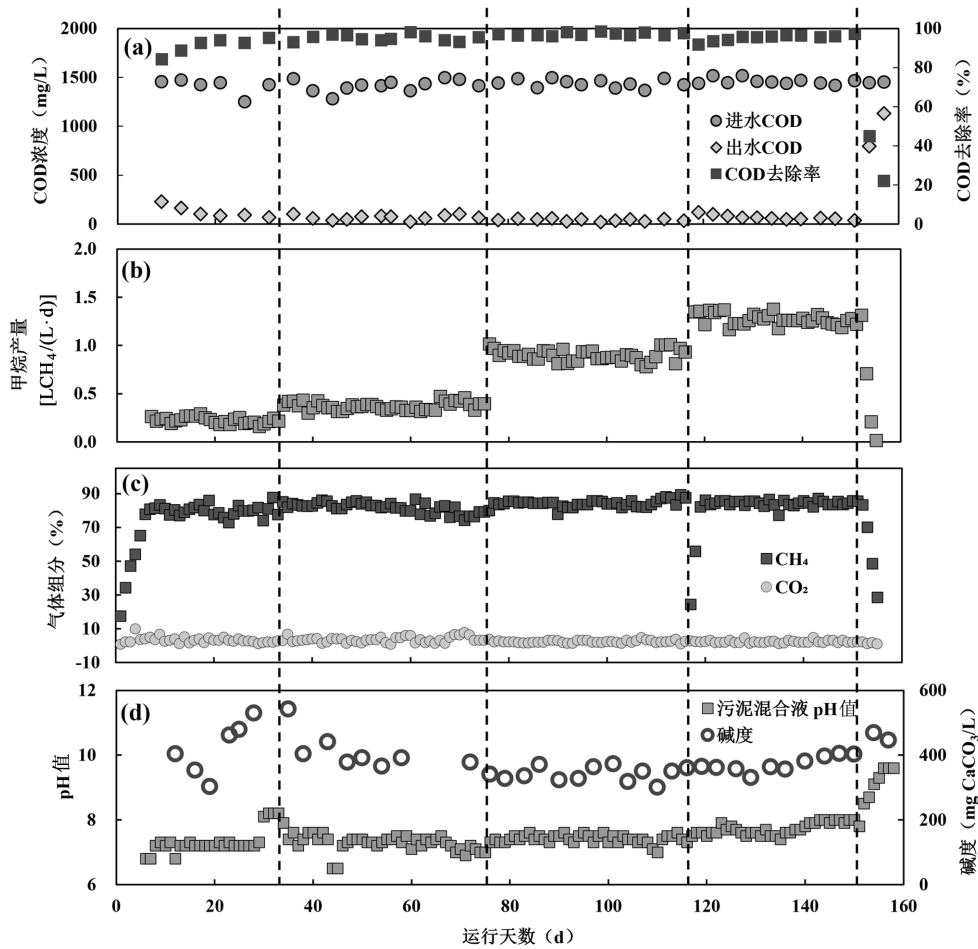


图 2 AnMBR 处理甲胺废水长期运行结果

Fig.2 Long-term operational results of AnMBR in treating methylamine wastewater

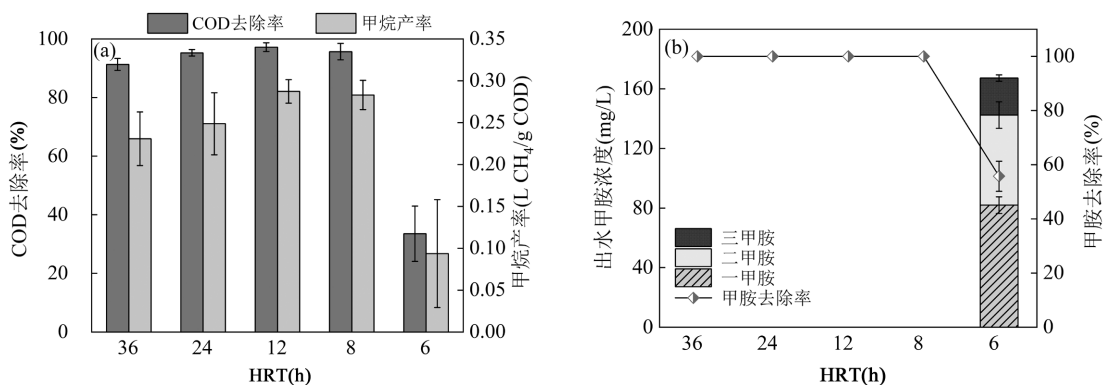


图 3 不同 HRT 的 AnMBR 性能变化

Fig.3 Performance variations of AnMBR across different HRTs

由上可推断出当 HRT 为 8h 时,反应器展现出最优的处理性能,在具备较大处理水量的同时,还能够确保良好的污染物去除率和甲烷产率.HRT 缩短至

6h 反应器的性能显著降低,这一现象的主要原因是甲胺具有一定的生物毒性,当浓度过高会对微生物产生抑制作用^[26].在适中的负荷下,甲胺的供给速率

低于系统内微生物的降解速率,从而可以有效地进行生物降解,然而当系统负荷超过某一临界值,甲胺的供给速率将超过其被微生物降解的速率,导致甲胺在体系内积累,对微生物造成毒性抑制作用,进而影响反应器性能^[27].

2.2 膜污染行为

膜污染是限制 AnMBR 性能的重要因素,可通过跨膜压差(TMP)的监测来判断膜污染情况^[15-28].如图 4(a)所示为本研究中长期运行期间 TMP 的变化趋势.在实验过程中,较长的 HRT 配合低通量操作(1~4LMH)导致 TMP 的增长相对平缓.经过逾百天的连续运行,膜污染逐渐累积,TMP 呈现出缓慢上升的态势.当 HRT 缩短至 12h 后,通量的增大加剧了膜

污染,在该阶段的后期,TMP 的增长速度显著加快,最终超过了 20kPa 的阈值.此时更换膜组件并将 HRT 缩短至 8h,即便在增加膜通量至 6LMH 的条件下,新的膜组件仍能够维持一个相对安全的 TMP 增长速率,一般 AnMBR 处理市政污水的平均通量通常在 5~10LMH 范围内^[29],因此 HRT=8h 的膜过滤性能良好,保持较低膜污染速度的同时还具备理想的通量.如图 4(b)所示为污泥混合液浓度变化,在本实验中,除了定期取样检测外没有进行额外的排泥操作,污泥混合液浓度整体上呈现上升趋势.但由于污泥增长速度缓慢,污泥浓度的增长幅度较小,总体上保持较低水平.本研究长期膜污染增长缓慢的原因之一便在于较低的运行通量和不高的污泥浓度.

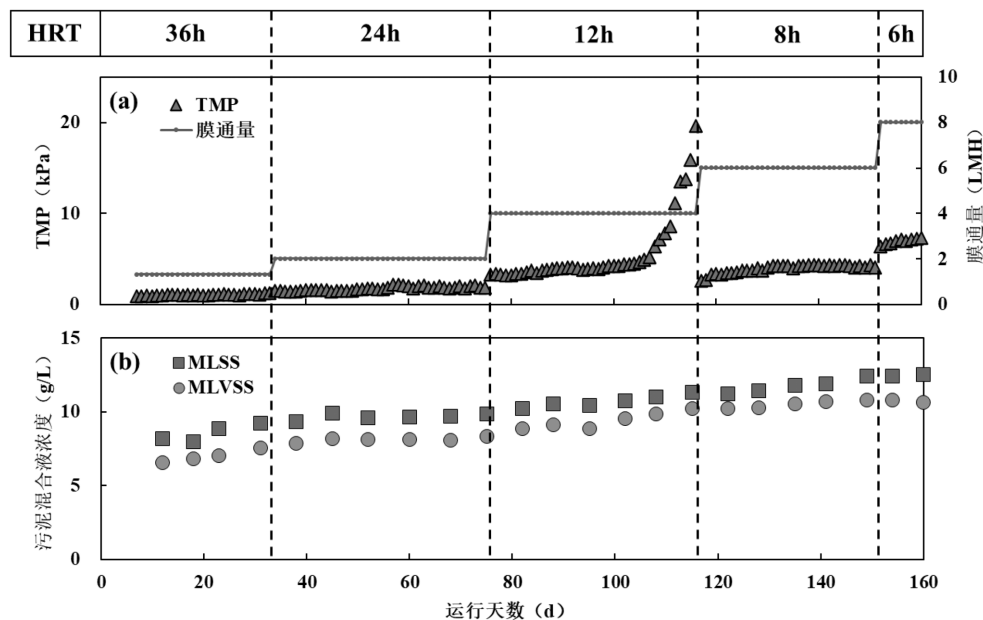


图4 AnMBR 处理甲胺废水长期运行的 TMP 与 TS、VS 变化情况

Fig.4 Variations in TMP, TS and VS over the long-term operation of AnMBR in treating methylamine wastewater

膜污染现象亦与微生物胞外聚合物的积累密切相关^[30].如图 5(a)所示为混合液中胞外聚合物的浓度变化,包括溶解性微生物产物(SMP)、松散附着型 EPS(LB-EPS)以及紧密附着型 EPS(TB-EPS)中的多糖与蛋白质.其中,SMP 与 TB-EPS 是主要的存在形式,并且随着 HRT 从 24h 逐步缩短,其浓度呈现上升趋势,其中蛋白的含量居多,特别是在 24h 和 12h 时,蛋白与多糖的比值分别达到了 1.51 和 1.66.这可能是膜污染加剧的关键因素之一,因为蛋白质的疏水性质使其更易于在膜内聚集和结垢^[31].如图 5(b)所示为膜污染成分的分析结果,其中蛋白的含量大

于多糖,这与胞外聚合物的特性相符,进一步证实了胞外聚合物在膜污染形成过程中的重要作用.此外,由于进水中的悬浮固体(SS)含量极低,且污泥浓度不高,膜污染物主要由溶解性有机物构成,并未形成致密的膜表面固体污染层^[32].如图 5(c)所示的膜阻力分布结果也支持了这一发现,表明主要的阻力源自不可逆的膜内部有机污染,而由泥饼层引起的阻力仅占很小比例,这表明泥饼层的形成并不显著.

根据以上解析结果可以得出,在 HRT 为 8h 的工况条件下,反应器 TMP 增长速度较为缓慢,可以实现较低的过滤成本持续运行,虽然该工况的污泥胞外

聚合物含量略高于其他工况,但还是处于较低的水平,对膜污染影响不显著.因此,结合前文所述厌氧处理性能的结论,综合两方面可得出,8h 的 HRT 为 AnMBR 处理甲胺废水的最佳工况条件,同时具备良好的处理性能和安全的过滤性能.

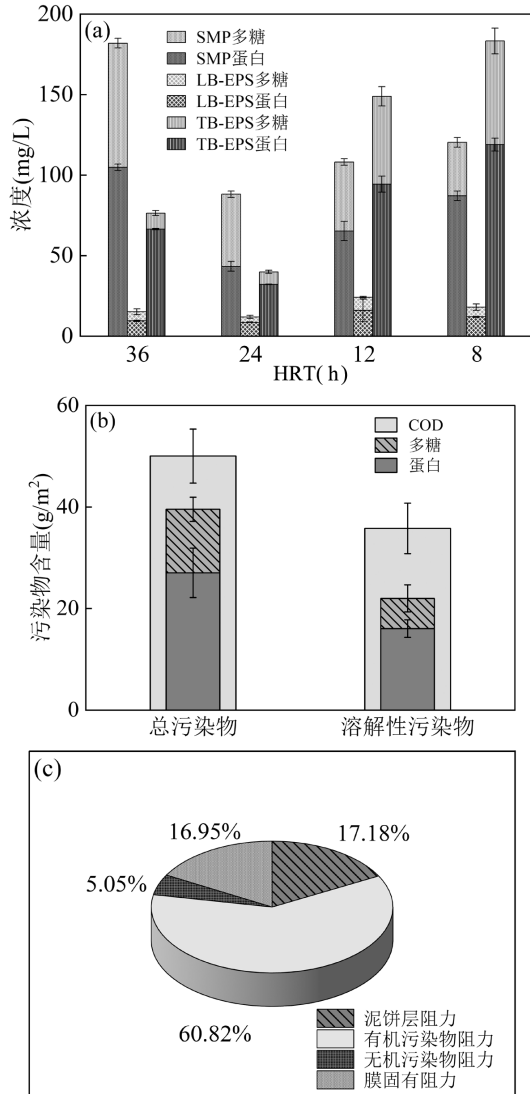


图 5 胞外聚合物变化与膜污染分析结果

Fig.5 Variations of extracellular polymeric substances and analysis results of membrane fouling

2.3 综合效能评价

2.3.1 物料平衡分析 通过对最优工况的 COD 和氮素进行物质流动平衡计算,可深入分析 AnMBR 在处理甲胺废水时的物料转化情况.如图 6 所示为在最佳工况(HRT=8h)下反应器的物料平衡结果,进水中的 COD 有 82.48%转化为气态甲烷,若将出水中的溶解性甲烷也考虑在内,该比例会进一步提升.此

外仅有 6.94%的 COD 被用于污泥的生长,这与 AnMBR 系统低污泥产率的特性相符^[33-34].出水水质整体良好,残留在出水中的 COD 比例仅为 4.24%.

在氮素转化方面,进水中的总氮(TN)有 92.77%以有机氮形式存在,主要由甲胺贡献.AnMBR 通过厌氧降解过程将甲胺转化为氨氮(NH₄⁺-N),其中 83.27%的氮素以氨氮形式随出水排出,这一结果表明甲胺得到了较有效的降解.另外,有 8.57%的氮素被污泥吸收,用于其生物增殖,而剩余的 7.81%则以有机氮的形式残留在出水中,这部分有机氮与出水中残留的 COD 是类似物质.总体而言,AnMBR 在处理甲胺废水方面展现了显著的优势,包括高效的 COD 去除和较高的甲烷产率,以及较低的出水 COD 和污泥产率.

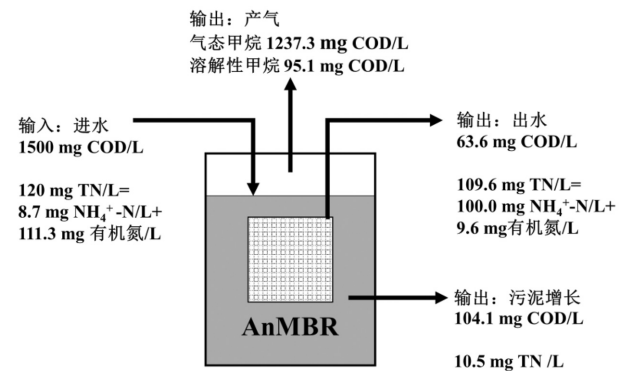


图 6 COD 与氮素物料平衡(HRT=8h)

Fig.6 COD and nitrogen material balance(HRT=8h)

2.3.2 能量平衡与 CO₂ 减排分析 本研究对 AnMBR 处理甲胺废水的最优工况(HRT=8h)进行能量收支量化分析.值得注意的是,尽管在中温厌氧消化过程中加热耗能通常占据主要部分^[21-35],但实际生产过程甲胺废水常与来自冷却塔的高温冷却水混合,使得甲胺废水本身便具有一定的温度,有报道称化工厂中的甲胺废水温度可达 40~80℃^[36-38],因此本研究忽略了 AnMBR 在处理甲胺废水时的加热耗能.如图 7(a)所示为能量平衡分析的结果:总输入能量 $E_{in}=0.165\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$,总输出能量 $E_{out}=4.306\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$,净能量潜力 $P_e=4.142\text{kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$,这一结果表明 AnMBR 在能源回收方面具有显著的潜力.

燃烧化石燃料是当前人类活动排放 CO₂ 的主要来源^[39],回收能量可减少化石燃烧产生的碳排.本研究对最优工况(HRT=8h)的碳排放进行计算,如图 7(b)

所示为相关的 CO_2 排放计算结果:厌氧处理过程中直接释放的 CO_2 量 $C_d=0.023\text{kg CO}_2/\text{m}^3$,通过甲烷转化的 CO_2 排放量 $C_m=0.851\text{kg CO}_2/\text{m}^3$,而系统运行耗电导致的 CO_2 排放量 $C_p=0.086\text{kg CO}_2/\text{m}^3$.若能将产生的甲烷用于能源回收,将减少系统运行中电力消耗所对应的 CO_2 排放,据此计算得出的 CO_2 排放量 $C_p=-2.154\text{kg CO}_2/\text{m}^3$,碳中和率达到了 $R_c=233.52\%$.这一结果说明,AnMBR 技术在处理甲胺废水时不仅能够实现 CO_2 的零排放,还能进一步减少环境中排放的 CO_2 含量,为实现碳中和目标提供了有力支持.

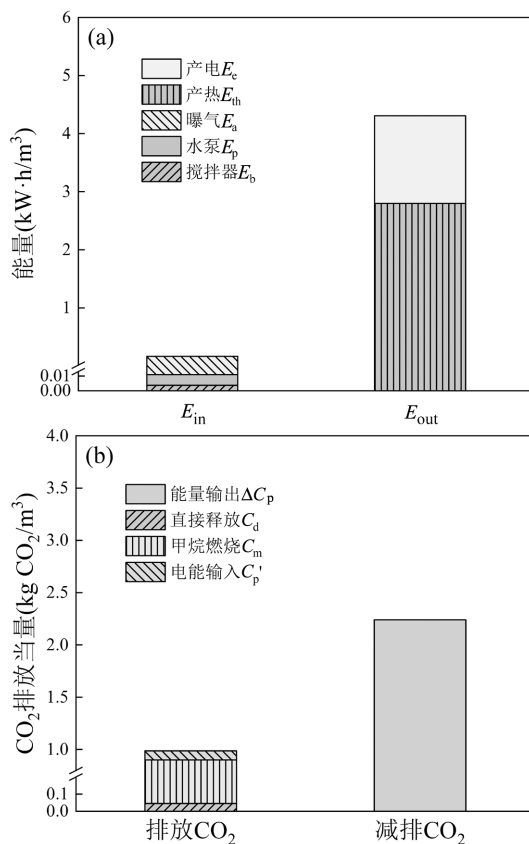


图7 能量平衡和 CO_2 减排计算结果(HRT=8h)

Fig.7 Results of energy balance and CO_2 emission reduction calculations(HRT=8h)

3 结论

3.1 AnMBR 处理甲胺废水在 HRT 为 8h 条件下取得了最优运行工况,其中甲胺完全去除,COD 去除率在 95%以上,甲烷产率为 $0.283\text{L CH}_4/\text{g COD}$.

3.2 膜污染增长速度相对较慢,主要污染为不可逆的膜内部有机污染物.

3.3 物料平衡分析和能量收支计算可得,进水中的

80%以上的 COD 转化为了甲烷,系统产生的生物能源超过消耗的电能,显示出 AnMBR 在碳减排方面的卓越能力.

参考文献:

- [1] 范景新,于海斌,臧甲忠,等.甲胺合成研究进展 [J]. 工业催化, 2013, 21(5):7-10.
Fan J X, Yu H B, Zang J Z, et al. Research advance in methylamine synthesis [J]. Industrial Catalysis, 2013,21(5):7-10.
- [2] Corbin D R, Schwarz S, Sonnichsen G C. Methylamines synthesis: A review [J]. Catalysis Today, 1997,37(2):71-102.
- [3] 王宁,阮志伟,张炜铭.甲胺生产废水治理工程实例 [J]. 环境科技, 2021,34(6):60-62.
Wang N, Ruan Z W, Zang W M. Examples of wastewater treatment projects in methylamine production [J]. Environmental Science and Technology, 2021,34(6):60-62.
- [4] 黄金艳.二甲胺废水及废气治理方法 [J]. 煤炭与化工, 2015,38(9):150-152.
Huang J Y. Treatment methods for wastewater and waste gas containing dimethylamine [J]. Coal and Chemical Industry, 2015, 38(9):150-152.
- [5] Ni J, Cui K, Bao D. Recovery of high concentration methylamine by condensation, two-stage water absorption, atmospheric distillation [J]. China Water & Wastewater, 2022,38(18):107-113.
- [6] 张贺.“双碳”视角下制革工业重金属废水处理工艺与效果研究 [J]. 中国皮革, 2023,52(11):51-54.
Zhang H. Treatment process and effect of heavy metal wastewater in tanning industry from perspective of “Double Carbon” [J]. China Leather, 2023,52(11):51-54.
- [7] He K, Liu Z, Zhang Y, et al. Greenhouse gas emission calculation and carbon neutralization measures in Japanese wastewater treatment system [J]. China Water & Wastewater, 2024,40(6):32-38.
- [8] Jiang B, Liu Z, Chen Y, et al. Current situation and prospect of wastewater treatment under the perspective of carbon neutralization [J]. Industrial Water Treatment, 2022,42(6):51-58.
- [9] Ye M, Li Q, Li Y Y. Evaluation of anaerobic membrane bioreactor treating dairy processing wastewater: Elemental flow, bioenergy production and reduction of CO_2 emission [J]. Bioresour Technology, 2023,385:129342.
- [10] Xu Y, Xia J, Huang X. State-of-the-arts/anaerobic membrane reactor for wastewater treatment and its future development [J]. Membrane Science and Technology, 2016,36(4):139-149.
- [11] Kong Z, Li L, Kurihara R, et al. Anaerobic treatment of N,N-dimethylformamide-containing high-strength wastewater by submerged anaerobic membrane bioreactor with a co-cultured inoculum [J]. Science of the Total Environment, 2019,663:696-708.
- [12] Wang Y, Gao Y, Lu X, et al. Bioelectrochemical anaerobic membrane bioreactor enables high methane production from methanolic wastewater: Roles of microbial ecology and microstructural integrity of anaerobic biomass [J]. Chemosphere, 2023,339:139676-139676.
- [13] Nayak D D, Agashe D, Lee M-C, et al. Selection maintains apparently degenerate metabolic pathways due to tradeoffs in using methylamine for carbon versus nitrogen [J]. Current Biology, 2016,26(11):1416-1426.
- [14] 翟明洋,周长波,李晟昊,等.污水处理行业温室气体核算模型开发及减排潜力分析 [J]. 中国环境管理, 2022,14(6):57-64.

- Qu M Y, Zhou C B, Li C H, et al. Development of greenhouse gas accounting model and emission reduction potential analysis in Wastewater Treatment Industry [J]. *Chinese Journal of Environmental Management*, 2022,14(6):57-64.
- [15] Liu L, Wang Y H, Liu Y X, et al. Insight into key interactions between diverse factors and membrane fouling mitigation in anaerobic membrane bioreactor [J]. *Environmental Pollution*, 2024,347:123750.
- [16] Jiao C, Chen H, Liu Y, et al. Synergistic effects of biochar addition and filtration mode optimization on mitigating membrane fouling in high-solid anaerobic membrane bioreactors [J]. *Science of the Total Environment*, 2024,926:171648.
- [17] Shin C, Mccarty P L, Kim J, et al. Pilot-scale temperate-climate treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR) [J]. *Bioresour Technology*, 2014, 159:95-103.
- [18] Chen R, Nie Y, Hu Y, et al. Fouling behaviour of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in a submerged anaerobic membrane bioreactor treating low-strength wastewater at room temperature [J]. *Journal of Membrane Science*, 2017,531:1-9.
- [19] Mccarty P L, Bae J, Kim J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer-Can this be achieved? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011,45(17):7100-7106.
- [20] 张新政,邓梓萱,张 涛,等. 升流式厌氧污泥床处理二甲基甲酰胺废水研究 [J]. *能源环境保护*, 2024,38(1):159-166.
Zhang X Z, Deng Z X, Zhang T, et al. Study on the treatment of N, N-dimethylformamide-containing wastewater by up-flow anaerobic sludge blanket reactor [J]. *Energy Environmental Protection*, 2024, 38(1):159-166.
- [21] Kong Z, Hao T, Chen H, et al. Anaerobic membrane bioreactor for carbon-neutral treatment of industrial wastewater containing N, N-dimethylformamide: Evaluation of electricity, bio-energy production and carbon emission [J]. *Environmental Research*, 2023,216:114615.
- [22] Kim J, Kim K, Ye H, et al. Anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for wastewater treatment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011,45(2):576-581.
- [23] Wang H, Yang Y, Keller A A, et al. Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa [J]. *Applied Energy*, 2016,184: 873-881.
- [24] Kong Z, Wu J, Rong C, et al. Large pilot-scale submerged anaerobic membrane bioreactor for the treatment of municipal wastewater and biogas production at 25°C [J]. *Bioresour Technology*, 2021,319: 124123.
- [25] Abuabdou S M A, Ahmad W, Aun N C, et al. A review of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for the treatment of highly contaminated landfill leachate and biogas production: Effectiveness, limitations and future perspectives [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020,255:120215.
- [26] Chen P, Yang J. Adsorption of an malodorous gas containing methylamine by modified activated carbon [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2019,41(9):1032-1036.
- [27] Qiu Y, Frear C, Chen S, et al. Accumulation of long-chain fatty acids from *Nannochloropsis salina* enhanced by breaking microalgae cell wall under alkaline digestion [J]. *Renewable Energy*, 2020,149: 691-700.
- [28] Yang Y, Guo W, Ngo H H, et al. Biofloculants in anaerobic membrane bioreactors: A review on membrane fouling mitigation strategies [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024,486:150260.
- [29] Hu Y, Cheng H, Ji J, et al. A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment with a focus on multicomponent biogas and membrane fouling control [J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2020,6(10): 2641-2663.
- [30] Li Y, Liu Q, Chen W, et al. Advances of correlation between extracellular polymers and membrane fouling [J]. *China Water & Wastewater*, 2021,37(12):25-30.
- [31] Lei Z, Yang S, Li X, et al. Revisiting the effects of powdered activated carbon on membrane fouling mitigation in an anaerobic membrane bioreactor by evaluating long-term impacts on the surface layer [J]. *Water Research*, 2019,167:115137.
- [32] Su X, Tian Y, Li H, et al. New insights into membrane fouling based on characterization of cake sludge and bulk sludge: An especial attention to sludge aggregation [J]. *Bioresour Technology*, 2013,128: 586-592.
- [33] Du R, Hu Y, Nitta S, et al. Material mass balance and elemental flow analysis in a submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment towards low-carbon operation and resource recovery [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,852:158586.
- [34] Hou L, Griswold N, Hu Z. Impact of decreasing hydraulic retention times on the specific affinity of methanogens and their community structures in an anaerobic membrane bioreactor process treating low strength wastewater [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,739: 140373.
- [35] 张新政,邓梓萱,张 涛,等. 升流式厌氧污泥床处理二甲基甲酰胺废水研究 [J]. *能源环境保护*, 2024,38(1):159-166.
Zhang X Z, Deng Z X, Zhang T, et al. Study on the treatment of N, N-dimethylformamide-containing wastewater by up-flow anaerobic sludge blanket reactor [J]. *Energy Environmental Protection*, 2024,38 (1):159-166.
- [36] 常秋连,李群生,王宝华. 含二甲胺工业废水的回收及再利用技术研究 [J]. *环境工程学报*, 2010,4(1):35-38.
Chang Q L, Li Q S, Wang B H. Study on recycling and reusing of industrial wastewater containing dimethylamine [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2010,4(1):35-38.
- [37] 张文涛,胡友彪,高良敏,等. 甲胺废水资源化探究 [J]. *环境科学与技术*, 2011,34(1):180-183.
Zhang W T, Hu Y B, Gao L M, et al. Reutilization of methylamine wastewater [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011,34(1): 180-183.
- [38] 程家迪,高良敏,黄周满,等. 甲胺生产废水中甲醇的资源化研究 [J]. *环境科学与技术*, 2009,32(8):156-159,163.
Cheng J D, Gao L M, Huang Z M, et al. Reutilization of Methanol from Methylamine Manufacturing Wastewater [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009,32(8):156-159,163.
- [39] Scott V, Gilfillan S, Markusson N, et al. Last chance for carbon capture and storage [J]. *Nature Climate Change*, 2013,3(2):105-111.

作者简介: 陈 松(2000-),男,安徽六安人,西安建筑科技大学硕士研究生,主要研究方向为工业废水厌氧生物处理.chenssg@163.com.