

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.17.011

曝气协同粉末活性炭调控 MBR 运行

王亚军^{1,2}, 徐衍超¹, 张四永¹, 颜源¹

(1. 兰州理工大学 土木工程学院, 甘肃 兰州 730050; 2. 兰州理工大学 西部土木工程防灾减灾教育部工程研究中心, 甘肃 兰州 730050)

摘要: 为了解决膜生物反应器(MBR)处理效果不稳定和运行成本高的问题,通过优化曝气和粉末活性炭(PAC)的耦合作用,调控MBR的运行。通过构建6种工况,考察了不同气水比和不同PAC投加量条件下MBR的处理效果、污泥混合液特性和膜污染情况。结果表明,当气水比为65:1、PAC投加量为1 g/L时,MBR的运行效能最佳,对COD、TN、NH₄⁺-N、TP的平均去除率分别为95.81%、43.22%、85.17%和31.64%,跨膜压差(TMP)增速也较低,约为2.692 kPa/d;当气水比为65:1、PAC投加量为2 g/L时,对COD、TN、NH₄⁺-N、TP的平均去除率均在前者的基础上分别有2%、26%、8%和42%的提升,TMP增速增加至6.425 kPa/d,此时虽然处理效果更好但运行成本较高,膜过滤周期较短。因此在PAC-MBR的实际应用中,需要先权衡预期处理效果和运行成本再进行MBR运行参数的设置,应用该控制策略可灵活调节PAC-MBR以适应减污降碳的发展趋势。

关键词: 膜生物反应器; 气水比; 粉末活性炭; 污水处理; 膜污染

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)17-0071-08

Membrane Bioreactor Operation Regulation Based on Aeration and Powdered Activated Carbon Coupling

WANG Ya-jun^{1,2}, XU Yan-chao¹, ZHANG Si-yong¹, YAN Yuan¹

(1. School of Civil Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, China;
2. Western Engineering Research Center of Disaster Mitigation in Civil Engineering <Ministry of Education>, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, China)

Abstract: To address the issues of unstable treatment performance and high operating cost associated with membrane bioreactor (MBR), the coupling effect of aeration and powdered activated carbon (PAC) was optimized to regulate the operation of MBR. The treatment performance, characteristics of sludge mixture and membrane fouling of MBR under various gas to water ratios and PAC dosages were investigated through the construction of 6 working conditions. When the gas to water ratio was 65:1 and the dosage of PAC was 1 g/L, the operational efficiency of MBR reached its optimum, and the average removal rates of COD, TN, NH₄⁺-N and TP were 95.81%, 43.22%, 85.17% and 31.64%, respectively. Additionally, the growth rate of TMP was relatively low, approximately 2.692 kPa/d. When the gas to water ratio was 65:1 and the dosage of PAC was 2 g/L, the average removal rates of COD, TN, NH₄⁺-N and TP were respectively increased by 2%, 26%, 8% and 42% on the basis of the previous one, and the growth rate of TMP was enhanced to 6.425 kPa/d. At this point, although the treatment performance was superior,

通信作者: 王亚军 E-mail: wyj79626@lut.edu.cn

the operation cost was higher and the membrane filtration cycle was shorter. Therefore, in the practical application of PAC-MBR, it is essential to balance the expected treatment performance and operation cost prior to setting the operation parameters of MBR. The application of this control strategy enables the flexible adjustment of PAC-MBR to align with the development trend of pollution reduction and carbon reduction.

Key words: membrane bioreactor; air to water ratio; powdered activated carbon; sewage treatment; membrane fouling

环境污染问题严重影响着人类的生存和发展,其中,水污染尤为严峻。在污水处理领域,膜生物反应器(MBR)由于出水水质高、占地面积小、处理效果好等优点被广泛使用^[1],其本身也可取代传统的二沉池^[2]。MBR处理出水水质能够满足回用水要求,但曝气能耗高、膜污染等问题始终制约着MBR的应用和发展。有研究表明,MBR的曝气能耗占运行过程中全部能耗的45%~75%^[3-4]。曝气在MBR运行过程中起着影响微生物生长和缓解膜污染的重要作用,若运行参数设置不当,就可能导致处理效果不佳并造成能量的浪费。

为了更好地缓解MBR膜污染问题,提升其处理效能,可向MBR中投加悬浮填料或吸附介质^[5],其中粉末活性炭(PAC)具有明显的优势,其所具有的巨大比表面积和较强的吸附性能,可以为微生物提供良好的生存空间,形成的生物活性炭(BAC)可强化对有机物的降解^[6-7]。同时,PAC在曝气作用下与膜表面的接触几率大大增加,与膜表面产生的摩擦力可以极大地缓解膜污染,因此PAC被广泛应用于MBR强化方面。然而从优化曝气和外加填料的共同作用下强化MBR运行效能的相关研究较少,综合考虑减污降碳,也急需找出兼顾性能良好、成本低、过滤周期长的最佳运行参数。因此,笔者在不同气水比、不同PAC投加量条件下构建了6种工况,通过对比不同工况下的处理效果、污泥混合液特性及膜过滤周期的差异,获得可兼顾减污降碳的最佳运行参数。

1 材料与方法

1.1 试验装置及运行方式

MBR装置如图1所示。试验装置主要包括碳钢制成的MBR反应池(500 mm×280 mm×750 mm)、产水箱(500 mm×200 mm×750 mm)、原水桶(500 L)、进水泵(1台)、产水泵(1台)、曝气泵(1台)、反洗泵

(1台)以及电控箱、管路等。

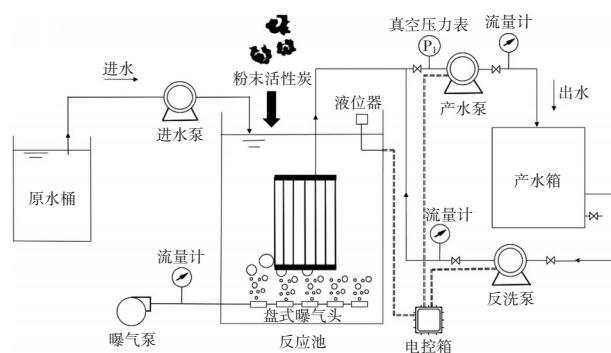


图1 MBR装置示意

Fig.1 Schematic diagram of MBR device

模拟生活污水在原水桶中配制好后,通过进水泵注入反应池,PVDF中空纤维膜垂直插入反应池中,由塑料支架固定。产水泵和膜的出口端连接,以负压抽吸的方式将处理后的水吸出,排放到产水箱中,并使用曝气泵给反应池提供氧气。产水泵的抽停比设置为10:3,即每产水10 min停止3 min,在停止出水期间,曝气泵继续工作,直到产水泵再次启动。PVDF中空纤维膜的设计通量为10~25 L/(m²·h),反冲洗流量为25~50 L/(m²·h),膜孔径为0.05 μm,膜丝内、外径分别为1、2 mm,膜片有效面积为1 m²,运行最高压力约为30 kPa,pH允许范围约为1~10,运行温度控制在10~29 ℃。当跨膜压差(TPM)达到30 kPa时,将膜拆下,改变装置管路连接方式,配制0.5%的NaOH和2 000 mg/L的NaClO溶液对膜进行恢复性化学清洗,清洗后TMP接近于0,膜通量恢复至10~12 L/(m²·h)。运行过程中,通过液位器控制MBR反应池的有效容积为80 L左右,调节流量计,控制膜通量为10~12 L/(m²·h)以保持HRT始终为6 h左右,pH在6~9之间,室内温度始终为15~30 ℃,MLSS保持在4 000~12 000 mg/L,将溶解氧浓度保持在2~6 mg/L,MBR运行过程中除取样

外不进行排泥。试验分为2组(D₁组和D₂组),每组试验包含3种工况。D₁组中,PAC投加量为1 g/L,气水比依次为50:1、65:1、80:1(编号依次为D₁-A、D₁-B、D₁-C)。D₂组中,PAC投加量为2 g/L,气水比变化与D₁相同(编号依次为D₂-A、D₂-B、D₂-C)。每组试验开始之前清空反应池并进行清洗,取兰州市某污水处理厂的剩余污泥作为接种污泥,将污泥稀释至4 000 mg/L以后,进行为期15 d左右的培养驯化,当出水COD、TN、NH₄⁺-N、TP稳定时,标志培养驯化成功。

1.2 试验用水

试验所用原水采用自配生活污水,装置稳定运行阶段进水COD为400~600 mg/L,TN为35~55 mg/L,NH₄⁺-N为30~45 mg/L,TP为4~8 mg/L。配水所用药剂均为分析纯,具体如下:葡萄糖为400 mg/L,乙酸钠为60 mg/L,蛋白胨为40 mg/L,氯化铵为180 mg/L,磷酸二氢钾为20 mg/L,碳酸氢钠为125 mg/L,氯化钙为20 mg/L,七水合硫酸镁为8 mg/L。原水pH控制在6~9之间。

1.3 检测项目及方法

装置运行期间,每隔2 d检测进水和出水的COD、TN、NH₄⁺-N、TP等指标,以及出水的硝态氮和亚硝态氮;每隔2 d检测MLSS、MLVSS、比耗氧速率(SOUR)和污泥容积指数(SVI),同时检测每种工况中污泥颗粒的粒径和黏度。此外,每天记录TMP的变化,恢复性化学清洗前,取一段膜丝,采用扫描电子显微镜(SEM)观察膜表面的污染情况。其中,采用快速消解分光光度法测定COD,采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定TN,采用纳氏试剂分光光度法测定NH₄⁺-N,采用钼酸铵分光光度法测定TP,采用紫外分光光度法测定硝态氮,采用盐酸α-萘胺比色法测定亚硝态氮,采用重量法测定MLSS和MLVSS,采用溶解氧仪测定SOUR,采用直接检测法测定污泥沉降比(SV₃₀)和SVI,采用激光粒度仪分析污泥颗粒粒径的分布情况,采用旋转黏度计测定混合液黏度。

2 结果与讨论

2.1 气水比对PAC-MBR运行效能的影响

2.1.1 对污染物的去除效果

图2为不同工况下对COD的去除效果。可以看出,D₂-C的COD平均去除率最高。总体来看,D₂组

的COD平均去除率和D₁组的差别不大,但每组试验COD去除率随气水比升高整体上略微增大,工况D₁-A、D₁-B、D₁-C的COD去除率依次为94.59%、95.81%、93.51%,D₂组的依次为92.28%、92.73%、96.01%。分析原因,气水比的升高可以提升污泥颗粒间的碰撞几率,增强微生物之间的联系,使微生物的活动增强。增加PAC投加量后,在相同气水比下D₂-A、D₂-B的COD去除率略低于D₁-A、D₁-B,D₂-C的COD去除率却大于D₁-C,原因可能是增加PAC投加量导致了反应池中大量有机物被直接吸附,此过程在一定程度上影响了微生物的活性,致使COD去除率降低,随运行时间的增加,反应池内部逐渐形成更为成熟的BAC体系^[8],活性污泥降解有机物的能力逐渐增强,COD的去除率有了相对明显的提升,这一结果也从侧面说明了成熟的BAC体系降解有机物的能力要强于PAC直接吸附。

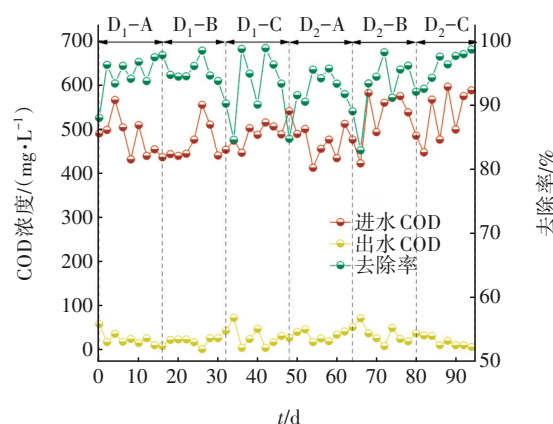


图2 不同工况下对COD的去除效果

Fig.2 Removal effect of COD in different working conditions

不同工况下对TP的去除效果如图3所示。可以看出,D₂-A的TP去除率最高,约为86.06%。总体来看,不同工况下TP去除率差异较大,但D₁和D₂组中TP去除率均随着气水比的升高而降低。D₁组的TP去除率依次为49.65%、31.64%、17.48%,D₂组依次为86.06%、74.00%、61.61%。分析原因,气水比升高后,大颗粒污泥絮体被打散,破坏了污泥絮体内部形成的厌氧环境,降低了聚磷菌摄取能量的能力。此外,装置运行过程中,MBR除取样外不排泥,也会导致TP去除率降低^[2]。同时发现,增加PAC投加量会使TP去除率明显增大,主要原因在于PAC可以为聚磷菌提供良好的生长环境,同时PAC

投加量较大时,在曝气作用下会降低氧传质效率,增大厌氧区域,强化除磷效果^[9]。

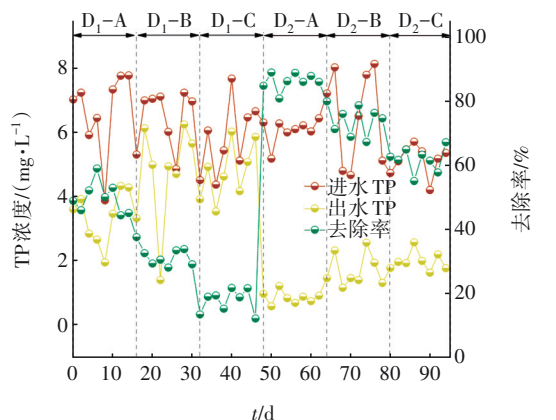
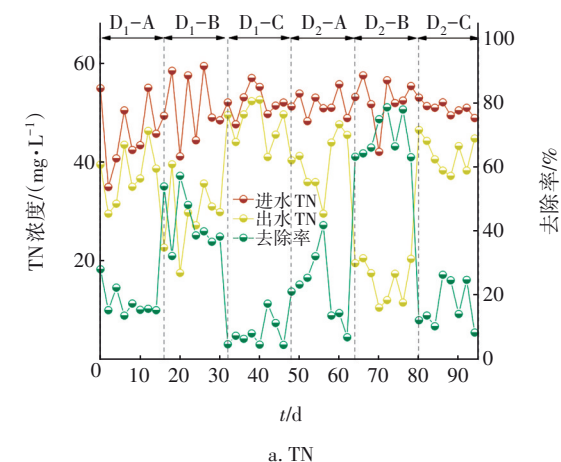


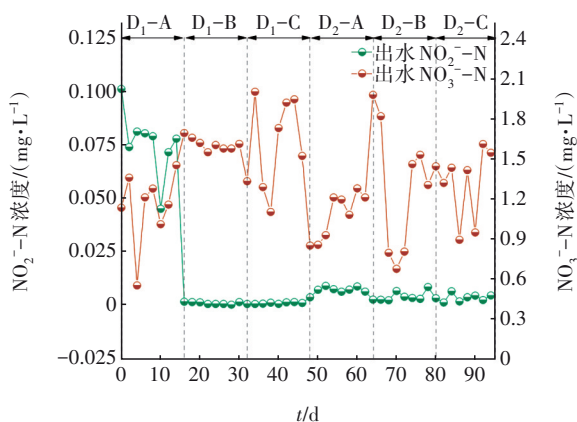
图3 不同工况下对TP的去除效果

Fig.3 Removal effect of TP in different working conditions

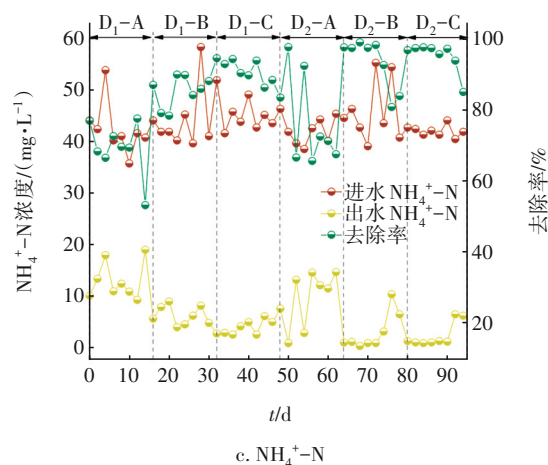
图4为不同工况下对氮的去除效果。可以看出, D₂-B的TN去除率最高, 约为69.34%, D₂-B和D₂-C的NH₄⁺-N去除率均较高且相差不大。当气水比升高至65:1时, TN去除率增加, D₁组由18.03%提升至43.22%, D₂组由22.47%提升至69.34%。



a. TN



b. 硝态氮和亚硝态氮



c. NH₄⁺-N

图4 不同工况下对氮的去除效果

Fig.4 Removal effect of nitrogen in different working conditions

由图4(b)、(c)可知,气水比升高后,亚硝酸盐菌和硝酸盐菌活性增强,出水亚硝态氮浓度接近于0,硝态氮浓度增加。相应地, NH₄⁺-N去除率增加, D₁组中从69.17%增大到85.17%, D₂组从77.01%增大到93.23%。当气水比升高至80:1时, TN去除率降低, D₁组降低至8.17%, D₂组降低至16.93%。分析认为,气水比过大时,污泥絮体破碎,厌氧区域减少导致反硝化作用减弱,出水硝态氮浓度增加,但不明显。而在此过程中, NH₄⁺-N去除率进一步增加, D₁组从85.17%增加到91.15%, D₂组从93.23%增加到94.95%。结合D₁和D₂的结果可以发现, PAC投加量增加后, TN去除率明显增大,这是因为PAC为亚硝酸盐菌和硝酸盐菌提供了更好的生长环境,出水亚硝态氮浓度有一定的提升, NH₄⁺-N去除率随之增加。此外,增加PAC投加量后,厌氧区域反硝化作用增强^[10],出水硝态氮浓度整体呈降低趋势,进而致使脱氮效果有所提升。

2.1.2 污泥混合液特性的变化

① 污泥浓度的变化

不同工况下污泥浓度的变化如图5所示。可以看出,试验过程中MLSS始终保持在5 000~9 000 mg/L之间。随气水比的升高, MLSS呈上升趋势, D₁组由5 400 mg/L提升到6 500 mg/L左右, D₂组由6 400 mg/L提升到8 000 mg/L以上。MLVSS与MLSS的变化趋势相同,在增加到一定程度后基本维持不变。当PAC投加量增加后, MLSS和MLVSS均有明显提升,而MLVSS/MLSS的下降趋势明显,从D₁组的平均值为0.741下降到D₂组的0.655。分析

原因,气水比的升高促进了微生物的生长,导致MLVSS增加,进而致使MLSS增加,PAC投加量的增加也能够促进这一过程,但无机物浓度的增加量大于微生物浓度的增加量,导致了无机物积累,这是MLVSS/MLSS呈降低趋势的直接原因。而D₂组中MLVSS/MLSS随气水比的升高,其降低程度明显要大于D₁,这是因为进入秋季后气温骤降,导致微生物活性降低,其次试验过程中不排泥对污泥活性也有一定的影响,但运行过程中MLVSS/MLSS始终保持在0.5~0.8之间,可见MBR有较好的污泥活性。

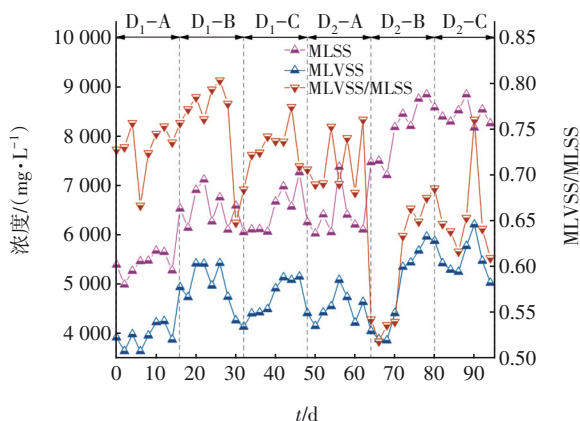


图5 不同工况下污泥浓度的变化

Fig.5 Change of sludge concentration in different working conditions

② 污泥沉降比和容积指数的变化

不同工况下污泥沉降比及容积指数的变化如图6所示。可知,D₁和D₂组中,随着气水比的升高,SV₃₀逐渐减小,D₁组从42%下降至32%,D₂组从43%下降至34%。这是因为较高的曝气量会将污泥絮体打碎^[11],使活性污泥的团聚性下降,SVI值随之降低。PAC投加量增加时,整体上看SV₃₀增加,但幅度不大,分析原因是增加PAC投加量后微生物活性增强,产生的胞外聚合物(EPS)增多,使污泥絮体间的联系加强,团聚性增强^[12],但D₂组的SVI平均值低于D₁组,D₂-B和D₂-C的SVI平均值在50 mL/g以下,说明MBR运行过程中活性污泥的沉降性较好,此外PAC投量增大后无机物的积累、EPS产量的增加和秋季气温降低均导致微生物活性下降。总体来看,投加PAC可以强化污泥的沉降性能^[10],气水比的升高不利于污泥沉降,各工况中D₁-A活性污泥的沉降性能好且微生物活性高,SVI平均值为78 mL/g,其次为D₂-A,平均值为68 mL/g左右。

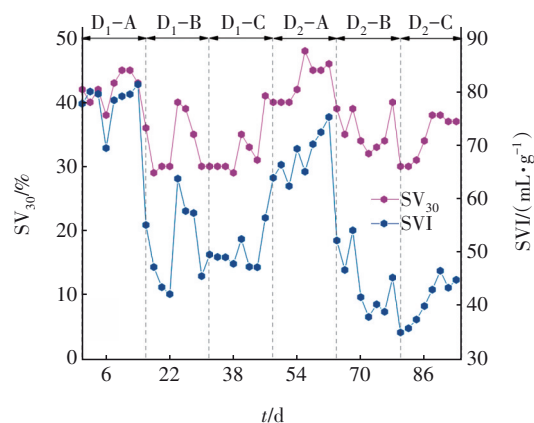


图6 不同工况下污泥沉降比及容积指数的变化

Fig.6 Change of SV₃₀ and SVI in different working conditions

③ 污泥颗粒粒径的变化

分析不同工况下污泥颗粒的粒径分布情况,结果表明,D₁-A组主要分布在164~342 μm,占83%左右,平均粒径约为199 μm;D₁-B组主要分布在255~531 μm,占84%左右,平均粒径约为342 μm;D₁-C组主要分布在342~955 μm,占86%左右,平均粒径约为864 μm。D₂-A组主要分布在295~712和1281~1718 μm,分别占60%和20%左右,平均粒径约为712 μm;D₂-B组主要分布在220~615 μm,占77%左右,平均粒径约为426 μm;D₂-C组主要分布在190~396 μm,占73%左右,平均粒径约为242 μm。可以看出,随气水比的升高,D₁组中污泥粒径和占比均呈上升趋势,而D₂组均呈下降趋势。这是因为在PAC投量为1 g/L的条件下,随着气水比的升高,小粒径污泥的碰撞几率增加,更容易促进大粒径污泥的形成,在一定程度上缓解了膜污染。当PAC投加量增加到2 g/L时,随着曝气产生的剪切力增大,污泥絮体逐渐变得细碎,这不利于缓解膜污染,结合前述分析认为,较高的PAC投量会在一定程度上阻断小粒径污泥间的接触。综合分析后认为,曝气与低投量PAC的耦合作用有利于大粒径污泥絮体的形成,而曝气与高投量PAC的耦合作用不利于这一过程,但增大气水比可以形成较强的冲刷作用,有利于缓解膜污染。

④ 混合液黏度的变化

在每个工况的中期和末期检测了混合液的黏度。经检测,D₁-A、D₁-B、D₁-C的黏度分别为7.50、8.75和7.75 mPa·s,D₂-A、D₂-B、D₂-C的黏度分别为7.75、9.25和10.25 mPa·s。从结果上看,D₁组的

黏度呈先上升后下降的趋势, D_2 组的黏度呈增加趋势, 且 D_2 组的黏度整体上大于 D_1 组, 可见增加气水比和 PAC 投加量均导致了黏度的上升, 这可能是由于气水比的增加促进了 EPS 的产生。有研究表明, EPS 主要由多糖和蛋白质构成^[13], 多糖浓度的增加是导致污泥混合液黏度上升的主要原因, 而 PAC 可以促进微生物的活动, 提高 EPS 产量, 并且 PAC 又较容易吸附具有疏水性的蛋白质, 因此在 EPS 不断分泌的过程中, 混合液中多糖与蛋白质的比值逐渐增大。

⑤ 比耗氧速率的变化

经检测, D_1 -A、 D_1 -B、 D_1 -C 的比耗氧速率分别为 0.200、0.170 和 0.147 $\text{mg}/(\text{gSS} \cdot \text{min})$, D_2 -A、 D_2 -B、 D_2 -C 的分别为 0.246、0.194 和 0.176 $\text{mg}/(\text{gSS} \cdot \text{min})$ 。可以看出, 随着气水比的升高, D_1 和 D_2 组的比耗氧速率均下降, 当 PAC 投加量增大时, 比耗氧速率增高。这是因为气水比的升高会促进微生物的活动, 加速其内源代谢, 增加 EPS 产量, 进而导致微生物活性下降。PAC 投加量增大时, 增强了对 EPS 的直接吸附作用, 降低了微生物副产物对其本身的抑制作用。此外, PAC 的增加也使得微生物增强了对副产物的降解作用。

⑥ Zeta 电位的变化

不同工况下 Zeta 电位的变化如图 7 所示。

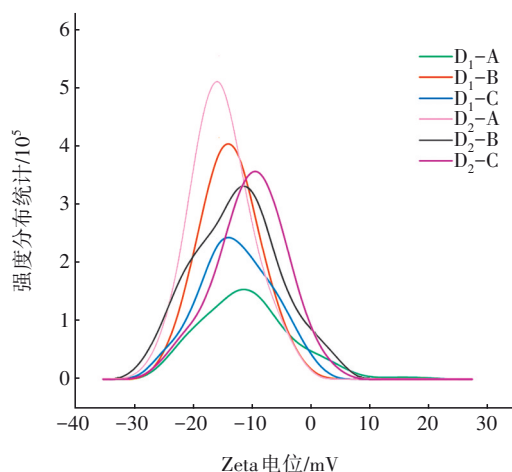


图7 不同工况下 Zeta 电位的变化

Fig.7 Change of Zeta potential in different working conditions

对于 D_1 组而言, 当气水比增大到 65:1 时, Zeta 电位的绝对值增大, 说明此时的气水比有利于污泥颗粒的团聚; 气水比继续增大到 80:1 时, 污泥絮体

被气流剪切力打散, Zeta 电位绝对值下降, 污泥絮体稳定性变差。 D_2 组的 Zeta 电位绝对值随着气水比的增大呈下降趋势, 且整体上略低于 D_1 组, 分析原因是污泥颗粒之间的联系主要依靠 EPS, EPS 占活性污泥有机部分的 50%~60%, 其表面具有的羟基、羧基等官能团使活性污泥表面呈负电性, 而 PAC 主要吸附 EPS 中疏水性蛋白质^[14], 随 PAC 投加量增加, EPS 含量降低, Zeta 电位的绝对值也降低。此外, 高 PAC 投量下, 气水比的增大给 PAC 与污泥絮体之间带来的冲击作用可能更大, 增加了污泥絮体被破坏的可能性。

2.2 气水比对 PAC-MBR 运行周期的影响

TMP 增速按文献^[15]计算。结果表明, D_1 -A、 D_1 -B、 D_1 -C、 D_2 -A、 D_2 -B、 D_2 -C 的 TMP 增速分别为 4.437、2.692、1.846、8.282、6.425、4.694 kPa/d 。可以看出, 气水比的升高可以有效降低 TMP 增速, 延长膜过滤周期。当增加 PAC 投量时, TMP 增速明显增大, 这是因为 PAC 投量过大后, 活性炭颗粒直接堵塞膜孔, 显著增加了膜的过滤阻力。

图 8 为不同工况下的膜污染情况。可以看出, 随着气水比的升高, 膜污染程度逐渐减轻, 但当 PAC 投加量增大到 2 g/L 时附着在膜表面的污染物明显增多, 细碎的 PAC 结实地附着在膜表面。

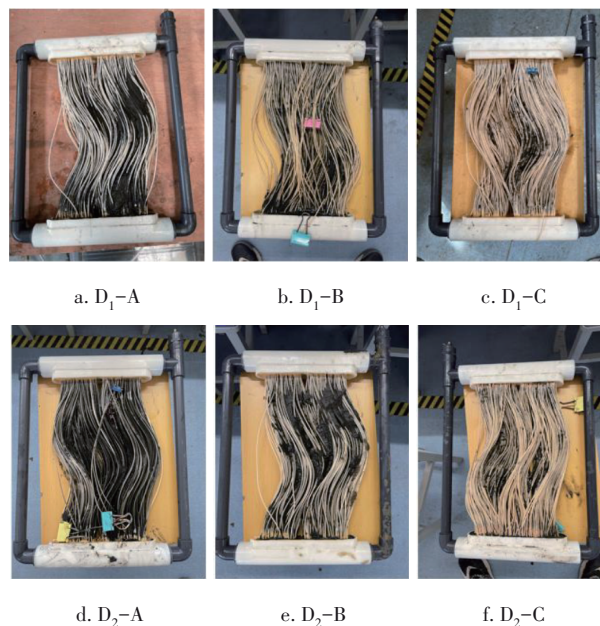


图8 不同工况下膜污染情况

Fig.8 Membrane fouling in different working conditions

图 9 为不同工况下膜表面和截面的形貌变化。可以看出, 气水比的升高会使膜表面沉积层逐渐变

得稀疏,且污泥颗粒越来越细碎导致团聚性变差,这也是气水比增大导致沉降性能下降的直接原因。膜截面形貌可以反映膜表面的污染情况,随着气水比的升高,膜表面沉积层逐渐变得不再致密,这主要是因为气水比升高使微生物活动加剧,加快了其对膜表面EPS的分解,同时更大的剪切力会减少污染物的沉积^[2]。当PAC投加量增大到2 g/L时,微生物活性增加,EPS分泌量增大,膜表面污染物明显变得更加致密,这也是D₂组的TMP增速整体上大于D₁组的原因。

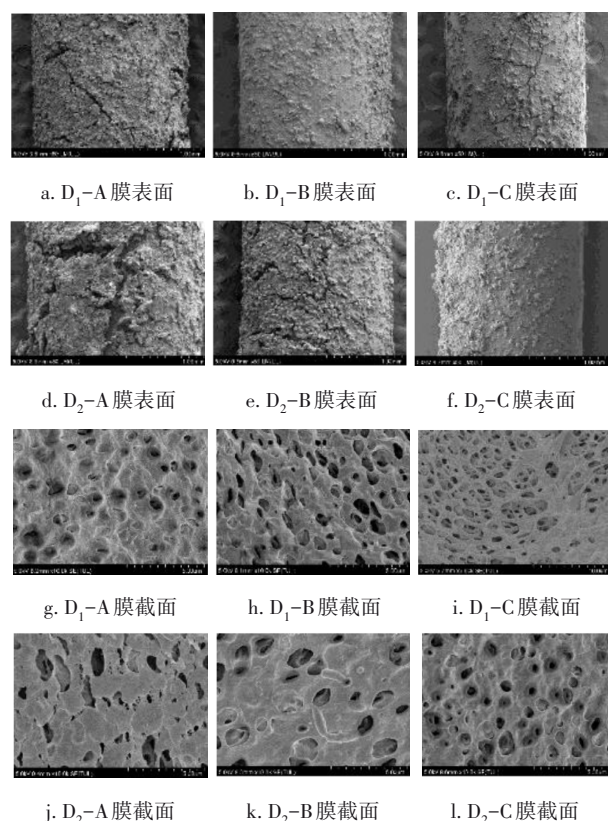


图9 不同工况下膜表面和截面的形貌变化

Fig.9 Morphology change of surface and cross section of membranes in different working conditions

3 结论

① 随气水比和PAC投量的增加,COD去除率逐渐增大,D₂-C的COD去除率最高约为96%,此时气水比为80:1,PAC投加量为2 g/L。气水比的增加使TP去除率降低,而PAC投量增加能够使TP去除率整体上升,D₂-A除磷效果最好,去除率约为86%,此时气水比为50:1,PAC投加量为2 g/L。气水比和PAC投加量的增加均会提升NH₄⁺-N和TN去除率,但过高的气水比会降低TN去除率,D₂-B的脱氮效

果是几个工况中最好的,NH₄⁺-N去除率达93.23%,TN去除率为69.34%左右,此时气水比为65:1,PAC投加量为2 g/L。

② 气水比的升高会改变PAC-MBR体系活性污泥颗粒粒径的分布情况,降低其团聚性,促进微生物生长,但此过程产生的EPS使微生物活性降低,黏度上升,不利于缓解膜污染。提升PAC投加量可以改善污泥混合液的特性,这在一定程度上抵消了提高气水比带来的不利影响。

③ 气水比和PAC的耦合作用可以有效缓解膜污染,一方面气水比的升高可以使膜表面受到剪切力更强的冲刷作用,PAC在气流推动的作用下与膜表面产生摩擦,从而更好地提升缓解效果;另一方面,气水比的升高可以促进微生物的活动,强化其对污染物的降解,在适当气水比条件下,PAC投量的增加可以使污泥颗粒粒径变大,以活性炭为核心的BAC体系更加成熟,延长膜的过滤周期。

④ 经分析,D₁-B组的处理效果较好,污泥絮体相对稳定,且TMP增速较低,PAC投加量也较低,经济效益好,此时气水比为65:1、PAC投加量为1 g/L、HRT为6 h,污泥浓度为6 000~7 000 mg/L。若想进一步提升脱氮除磷效果,可以考虑采用D₂-B的运行条件(气水比为65:1、PAC投加量为2 g/L、HRT为6 h,污泥浓度为8 000~9 000 mg/L),此时平均出水COD和NH₄⁺-N浓度可达一级A标准,平均出水TN和TP浓度接近一级A标准,但PAC投量和TMP增速的增大会增加运行成本。

参考文献:

- [1] 王亚军,张四永,李金守,等.水力停留时间对膜生物反应器膜污染的影响[J].环境工程学报,2021,15(7):2460-2467.
WANG Yajun, ZHANG Siyong, LI Jinshou, et al. Effect of hydraulic retention time on MBR membrane fouling [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(7): 2460-2467(in Chinese).
- [2] 陈芬梅,董永全,徐洁,等.膜曝气/膜生物反应器耦合工艺处理模拟生活污水的研究[J].水处理技术,2022,48(10):131-135.
CHEN Fenmei, DONG Yongquan, XU Jie, et al. Study on the treatment of simulated domestic wastewater by membrane aeration/membrane bioreactor coupling process [J]. Technology of Water Treatment, 2022, 48

- (10): 131-135 (in Chinese).
- [3] 黄霞, 肖康, 许颖, 等. 膜生物反应器污水处理技术在我国的应用现状[J]. 生物产业技术, 2015(3): 9-14.
- HUANG Xia, XIAO Kang, XU Ying, *et al.* Engineering application status of membrane bioreactor wastewater treatment technology in China [J]. Biotechnology & Business, 2015(3): 9-14 (in Chinese).
- [4] 何晓卫. 典型MBR污水处理厂能耗与节能技术研究[D]. 广州: 暨南大学, 2015.
- HE Xiaowei. Energy Consumption and Energy Saving Technology Research of Typical MBR Technology Wastewater Treatment Plant [D]. Guangzhou: Jinan University, 2015 (in Chinese).
- [5] NG C A, SUN D, BASHIR M J K, *et al.* Optimization of membrane bioreactors by the addition of powdered activated carbon [J]. Bioresource Technology, 2013, 138: 38-47.
- [6] YU Z Z, HU Y S, DZAKPASU M, *et al.* Dynamic membrane bioreactor performance enhancement by powdered activated carbon addition: evaluation of sludge morphological, aggregative and microbial properties[J]. Journal of Environmental Sciences, 2019, 75: 73-83.
- [7] HU Y S, YANG Y, WANG X C, *et al.* Effects of powdered activated carbon addition on filtration performance and dynamic membrane layer properties in a hybrid DMBR process [J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 327: 39-50.
- [8] GAO Y, MA D F, YUE Q Y, *et al.* Effect of powdered activated carbon (PAC) on MBR performance and effluent trihalomethane formation: at the initial stage of PAC addition[J]. Bioresource Technology, 2016, 216: 838-844.
- [9] 张四永. 膜生物反应器在污水厂尾水深度处理中膜过滤特性及控制的现场实验研究[D]. 兰州: 兰州理工大学, 2021.
- ZHANG Siyong. Field Experimental Study on Membrane Filtration Characteristics and Control of Membrane Bioreactor for Advanced Treatment of Tail Water in Wastewater Treatment Plant [D]. Lanzhou: Lanzhou University of Technology, 2021 (in Chinese).
- [10] ALVARINO T, TORREGROSA N, OMIL F, *et al.* Assessing the feasibility of two hybrid MBR systems using PAC for removing macro and micropollutants [J]. Journal of Environmental Management, 2017, 203: 831-837.
- [11] HE Q L, CHEN L, ZHANG S J, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in aerobic granular sequencing batch reactors with high aeration intensity: impact of aeration time [J]. Bioresource Technology, 2018, 263: 214-222.
- [12] NANCHARAIH Y V, REDDY G K K. Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications [J]. Bioresource Technology, 2018, 247: 1128-1143.
- [13] HONG P N, TAING C, PHAN P T, *et al.* Polarity-molecular weight profile of extracellular polymeric substances in a membrane bioreactor: comparison between bulk sludge and cake layers [J]. Journal of Water and Environment Technology, 2018, 16: 40-53.
- [14] SAXENA V, PADHI S K, PATTANAIK L, *et al.* Simultaneous removal of carbon, nitrogen, and phosphorus from landfill leachate using an aerobic granular reactor [J]. Environmental Technology & Innovation, 2022, 28: 102657.
- [15] 芮琳娜. 一体式膜生物反应器中膜污染影响因素的研究[D]. 天津: 天津大学, 2010.
- Rui Linna. Study on the Influencing Factors of Membrane Fouling in a Submerged Membrane Bioreactor [D]. Tianjin: Tianjin University, 2010 (in Chinese).

作者简介: 王亚军(1979-), 男, 山西介休人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事污水资源化利用方面的研究。

E-mail: wyj79626@lut.edu.cn

收稿日期: 2023-01-06

修回日期: 2023-07-04

(编辑: 任莹莹)