

碱度对动态膜生物反应器处理效果的影响

胡苗苗¹, 洪俊明¹, 李尚惠¹, 戴兰华^{2,3}, 陈向强³, 谢小青³

(1. 华侨大学 化工学院, 福建 厦门 361021;

2. 厦门市排水监测站, 福建 厦门 361005;

3. 厦门水务中环污水处理有限公司, 福建 厦门 361005)

摘要: 采用动态膜生物反应器(DMBR)处理生活污水,考察不同进水碱度对 DMBR 处理效果的影响,研究反应器运行过程中运行参数的变化情况.结果表明:当碱度为 25~510 mg·L⁻¹时,碱度对出水 COD_{Cr}影响不大,去除率达到 92.46%;进水碱度充足(224~510 mg·L⁻¹)时,出水 NH₄⁺-N 去除率在 98%以上;当进水碱度不足时,NH₄⁺-N 去除率下降,DMBR 出水 pH 值的变化滞后于碱度的变化;当碱度在 330~510 mg·L⁻¹范围内时,动态膜通量约为 23 L·(m²·h)⁻¹,DMBR 的运行周期可达 39 d,反冲洗后膜通量恢复率为 100%.反应器内的胞外聚合物随着进水碱度的下降而升高,DMBR 反冲洗周期缩短,膜污染趋势加重,当进水碱度下降到 130 mg·L⁻¹时,反冲洗周期下降到 10 d.

关键词: 动态膜生物反应器;碱度;膜污染;硝化过程

中图分类号: X 703

文献标志码: A

水体中 NH₄⁺-N 污染是我国水环境污染的一个重要因子.废水中,NH₄⁺-N 的去除主要通过微生物硝化过程完成,而生物硝化过程需要消耗一定的碱度.近年来,国内外学者在碱度对硝化过程的影响方面开展了大量的研究.Modin 等^[1]采用双极室微生物燃料电池对进水中的碱度进行再分配,研究了碱度再分配后对硝化作用的影响.Hou 等^[2]使用流化床生物膜工艺处理煤化工废水,发现 NH₄⁺-N 去除率随着碱度剂量比的增加而增加.膜生物反应器可实现水力停留时间和污泥泥龄的分离,有利于硝化菌的富集和硝化过程的进行,是一种高效的生物处理污水技术^[3].但膜组件价格昂贵、运行能耗高以及膜污染等问题,严重限制了膜生物反应器(MBR)的推广和应用.动态膜生物反应器(dynamic membrane bioreactor,DMBR)在保留 MBR 优点的同时,采用大孔径网膜代替微滤膜的技术和依靠出水水头差自流出水减小能耗等措施降低工艺成本,而且还具有出水水质好、出水通量大、清洗容易等优点.洪俊明等^[4]考察了投加颗粒活性炭对膜生物反应器运行过程和处理效果的影响.卢芳芳等^[5]采用 DMBR 研究了盐度对处理养殖废水脱氮效能的影响.张建等^[6]考察了 DMBR 中动态膜对污染物的去除效果及动态膜与混合液活性污泥的降解特性.一般的城镇污水碱度值约为 200 mg·L⁻¹^[7],随着城镇生活污水中 NH₄⁺-N 质量浓度的提高,碱度已经成为硝化过程的主要控制因素.本文采用 DMBR 处理工艺,研究在不同进水碱度条件下对 DMBR 处理生活污水的脱氮过程、有机物降解和动态膜污染特性的影响.

1 材料与方法

1.1 实验装置

DMBR 的实验装置由生物反应器和浸没式膜组件组成,如图 1 所示.污水从原水桶由蠕动泵提升进入反应器,使用错流微孔曝气.反应器的有效容积为 12.5 L,其中装有 2 个膜组件,由 PVC 板、滤布

收稿日期: 2014-08-04

通信作者: 洪俊明(1974-),男,副教授,博士,主要从事水污染控制工程及清洁生产的研究. E-mail:jmhong@hqu.edu.cn.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51078157);国家水体污染控制与治理科技重大专项基金资助项目(2012ZX07313-001-08);福建省厦门科技计划项目(3502Z20131026)

自制而成,尺寸为 0.17 m×0.25 m,组件内为 PP 填料支撑层,所用膜片为孔径 37 μm 的工业滤布,有效膜面积为 0.085 m². 反应器停留时间为 7 h,运行期间除了取样检测未排泥. 反应器采用重力流出水,与传统的 MBR 相比减少了蠕动泵抽吸出水,降低了运行成本. 当膜过滤压差达到一定值时,使用自来水反冲洗膜组件^[5].

1.2 进水水质

生活污水采用 278 mg·L⁻¹ 葡萄糖,278 mg·L⁻¹ 淀粉,13.16 mg·L⁻¹ KH₂PO₄,66 mg·L⁻¹ MgSO₄,165 mg·L⁻¹ (NH₄)₂SO₄,6 mg·L⁻¹ CaCl₂,6 mg·L⁻¹ MnSO₄·H₂O 进行配制. 此外,通过改变碳酸氢钠的投加量,控制进水的碱度水平(以 CaCO₃ 计)为 510,430,330,224,130,25 mg·L⁻¹.

未驯化的污泥取自某城市污水处理厂氧化沟的好氧段,取回后装入反应器内,开始曝气,溶解氧质量浓度控制在 3~5 mg·L⁻¹,驯化时间为 1 w. 待出水水质稳定后,进入连续运行阶段,恒定进水流量为 1.6 L·h⁻¹,按逐渐降低的碱度梯度开展实验过程. 每天定期取进出水,检测 COD_{Cr}、总氮、NH₄⁺-N、硝氮和亚硝氮的质量浓度、碱度以及 pH 值,并分析反应器内的胞外聚合物(extracellular polymeric substances,EPS)浓度,定期测定反应器膜通量和过滤压差的变化,用来表征动态膜的膜污染程度.

1.3 检测方法

COD_{Cr}测定采用快速密闭催化消解法;总氮(TN)的测定采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法;NH₄⁺-N 的测定采用纳氏试剂分光光度法;硝氮的测定采用紫外分光光度法;亚硝氮的测定采用 N-(1 萘基)-乙二胺分光光度法;EPS 的提取方法参照文献[8];蛋白质的测定采用考马斯亮蓝法^[9];多糖的测定采用苯酚-硫酸法^[10];碱度(ALK)的测定采用酸碱指示剂滴定法;pH 值使用 pH 计进行测定.

2 结果与讨论

2.1 进水碱度变化对出水碱度与 pH 值的影响

DMBR 运行过程中,在不同进水碱度条件下的进出水碱度和碱度利用率变化,如图 2 所示. 图 2 中:ρ(NH₄⁺-N)表示 NH₄⁺-N 的质量浓度;η 为去除率. 由图 2 可知:进水碱度为 330~510 mg·L⁻¹时,碱度利用率分别为 67%,52%,43%,出水碱度超过 100 mg·L⁻¹,说明 DMBR 处理生活污水的碱度充足;当进水的碱度为 25~224 mg·L⁻¹时,碱度利用率分别达到 88%,95%,95%,进水的碱度基本完全消耗,出水碱度几乎为 0,DMBR 开始出现碱度不足的现象.

进出水的 pH 值在不同碱度条件下的变化情况,如图 3 所示. 由图 3 可知:当碱度为 430,510 mg·L⁻¹时,pH 值稳定在 7.42~8.13 之间;进水的碱度低于 330 mg·L⁻¹时,pH 值随着进水碱度的降低而

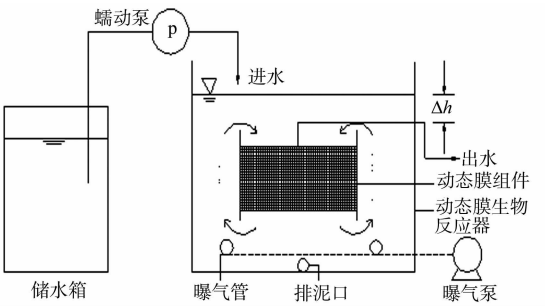


图 1 一体式动态膜生物反应器工艺流程图
Fig. 1 Process flow diagram of a submerged dynamic membrane bioreactor

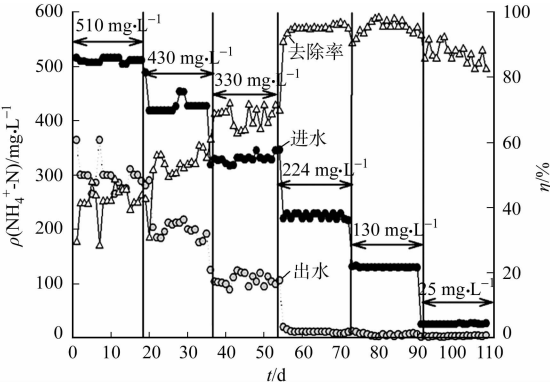


图 2 进出水碱度及利用率变化
Fig. 2 Alkalinity and utilization rate of influent and effluent

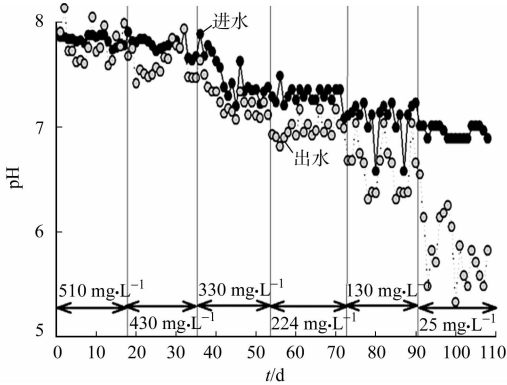


图 3 不同碱度条件下进出水 pH 值变化
Fig. 3 Variation of pH value of influent and effluent under different alkalinity

逐渐降低;当进水碱度为 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, pH 值下降至 5.33,出水明显偏酸性.从 pH 值的变化也可以看出,碱度对 pH 值的缓冲作用显著,碱度充足时, pH 值变化不大;当出现碱度不足时, pH 值的变化要滞后于碱度的变化.

2.2 进水碱度变化对污染物去除效果的影响

2.2.1 对 COD_{Cr} 的影响 不同碱度条件下,进出水 COD_{Cr} 的质量浓度 $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 及去除率 η 的变化,如图 4 所示.由图 4 可知:在进水碱度为 $25\sim 510\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下,反应器出水的 COD_{Cr} 的平均质量浓度约为 $24\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率达到 92.46%.这是由于有机物的降解主要依靠活性污泥中大量的异养菌共同作用完成的^[11],进水碱度的改变使反应器出水 pH 值在 5.33~8.13 之间变化,部分异养菌可在偏酸的环境下生长,并对不良酸碱环境的抵抗能力较强,所以碱度的改变对活性污泥中微生物的有机物利用影响不大.因此,进水碱度的变化对 COD_{Cr} 的去除率几乎没有影响.丁国际等^[12]研究了 7 个隔室的新型一体化工艺处理生活污水的影响因素,发现碱度充足($290\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)和碱度不足($90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)两种情况下,碱度对活性污泥的有机物的去除影响不明显,这与文中的研究结果相一致.

2.2.2 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的影响 在不同的碱度条件下,对 DMBR 进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 及去除率 η 的影响,如图 5 所示.由图 5 可知:当碱度为 $224\sim 510\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,DMBR 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率变化不大,稳定在 98%~100%之间;当碱度为 $130\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率降低到 75%;当碱度为 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率仅为 35%.在硝化反应过程中会产生 H^+ ,使 DMBR 中混合液的 H^+ 浓度升高,从而引起系统的 pH 值降低.硝化细菌在 pH 值为中性或微碱性条件下活性最强,硝化过程反应快^[13].充足的碱度可以对混合液 pH 值的变化起缓冲作用.当碱度为 $220\sim 510\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,系统的 pH 值维持在 7 以上,有利于硝化菌的生长,保证了硝化反应的正常进行,可使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降低到较低的水平.当碱度为 $130\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水的 pH 值降至 6.31,硝化细菌生长受到抑制;当碱度为 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, pH 值降至 5.33,硝化反应受阻.

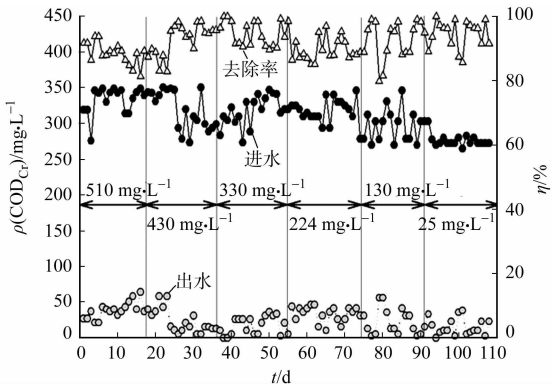


图 4 进出水 COD_{Cr} 质量浓度变化
Fig. 4 COD_{Cr} concentration variation of
influent and effluent

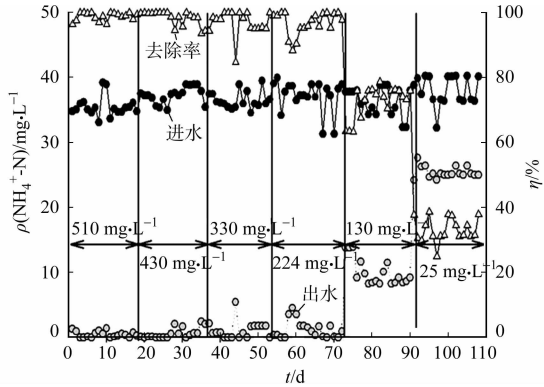


图 5 进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度变化
Fig. 5 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration variation of
influent and effluent

丁国际等^[12]也发现碱度充足($290\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 97%;碱度不足($90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)时,硝化反应受到抑制, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 71.8%.因此,常规城镇生活污水在进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 $35\sim 40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,碱度基本足够;若进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度上升,硝化过程就会出现碱度不足的情况而受到抑制.

2.2.3 对 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 的影响 在不同碱度下,DMBR 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 质量浓度 $\rho(\text{NO}_x^-\text{-N})$ 的变化,如图 6 所示.由图 6 可知:亚硝氮在整个运行过程中的浓度几乎为 0,说明在 DMBR 中没有发生短程硝化过程.当碱度为 $224\sim 510\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水硝氮浓度约为 $25.23\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,碱度充足的条件下($330\sim 510\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),大部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 通过硝化作用转化为硝氮,出水的硝氮浓度较高.由于在反应器内存在一定的缺氧区域以及污泥絮体内部由于氧传递受阻形成的缺氧环境,而反硝化细菌是兼性厌氧菌,缺氧环境为反硝化细菌提供了生存条件,使得反硝化作用能顺利进行.当进水碱度下降到 $130\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水硝氮浓度降至 $12.47\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右;当碱度为 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水硝氮浓度几乎为 0.在碱度不足的情况下,由于硝化反应受到碱度不足和 pH 值下降的影响发生了抑制,硝化作用受阻,只有少量的

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为了硝氮,这部分硝氮通过反应器内存在的缺氧区域内的反硝化作用转化为氮气,被完全去除.

2.2.4 碱度对总氮的影响 在不同的碱度下,DMBR 进出水总氮浓度 $\rho(\text{TN-N})$ 及去除率 η 的变化,如图 7 所示. 由图 7 可知:在不同的进水碱度条件下,反应器对总氮去除率约为 30%,总氮的去除是通过动态膜生物反应器中的微生物硝化过程和反硝化过程来完成. 在进水碱度充足(330, 430, 510 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)时,硝化过程进行较为彻底, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率较高,出水中含有大量的硝氮,反应器对总氮的去除控制因素主要是反硝化过程;在低碱度(低于 130 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)条件下,硝化过程受到碱度不足和 pH 值下降的影响,硝化反应过程受到抑制,出水中含有大量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,反应器对总氮的去除主要由硝化作用所控制.

在硝化过程中,每生成 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 需要碱度 7.14 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (以 CaCO_3 计);在反硝化过程中,反应 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 要生成 3.57 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 碱度^[14]. 因此,理论消耗碱度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)计算公式为

$$[c(\text{ALK})]_{\text{理论消耗}} = 3.57 \times ([c(\text{NH}_4^+)]_{\text{进水}} - [c(\text{NH}_4^+)]_{\text{出水}} + [c(\text{NO}_3^-)]_{\text{出水}}). \tag{1}$$

实际消耗碱度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的公式为

$$[c(\text{ALK})]_{\text{实际消耗}} = [c(\text{ALK})]_{\text{进水}} - [c(\text{ALK})]_{\text{出水}}. \tag{2}$$

实验过程中,实际碱度消耗和理论碱度消耗 $\rho(\text{消耗})$,如图 8 所示. 从图 8 可以看出:碱度为 330~510 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,碱度的实际消耗量大于理论消耗量. 因此,碱度主要用于硝化作用;当进水碱度为 25, 130, 224 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,碱度的实际消耗量低于理论消耗量,此时硝化过程产生的 H^+ 出现累积现象,引起 pH 值的变化. 陈英文等^[15]发现,每 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 氮的实际碱度消耗随出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的增大而减小. 从图 5 可以看出:出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度是逐渐增加的趋势,因此,会出现实际消耗碱度先大于理论消耗量随后又低于理论消耗量的现象. 由此可知:在进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度为 35 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,实际城镇污水的碱度可以达到较高的利用率;如果继续提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,出水的碱度不足,且 pH 值将出现下降的情况.

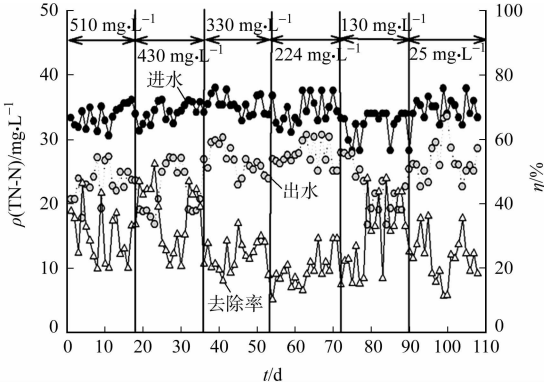


图 7 进出水 TN 质量浓度的变化
Fig. 7 TN concentration variation of influent and effluent

2.3 进水碱度对动态膜污染的影响

DMBR 运行过程中,膜过滤压差(p)和膜通量(J)在不同碱度下的变化,如图 9 所示. 当过滤压差增至 4.8 kPa 时,清洗动态膜组件,表示一个运行周期结束. 由图 9 可知:当碱度在 330~510 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围内,反应器运行稳定,膜通量大致稳定在 23 $\text{L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,过滤压差维持在 3.6 kPa,当过滤压差增至 4.8 kPa 时,膜通量减至 16.9 $\text{L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,清洗膜组件,运行周期为 39 d;当碱度为 224 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,运行周期减至 20 d;当碱度为 130 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,运行周期减至 10 d;而碱度为 25 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,过滤压差增加到 3.9 kPa,膜通量减小速度加快,迅速降至 14 $\text{L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,运行周期为 14 d. 由此可见,当

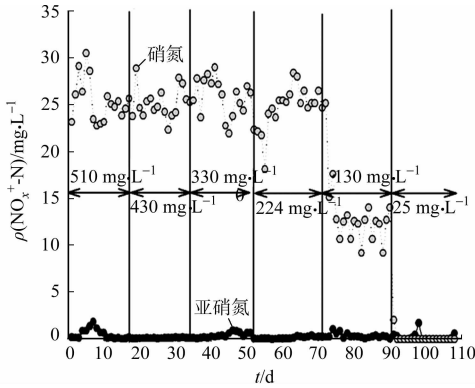


图 6 出水 $\text{NO}_x\text{-N}$ 质量浓度的变化
Fig. 6 $\text{NO}_x\text{-N}$ concentration variation of effluent

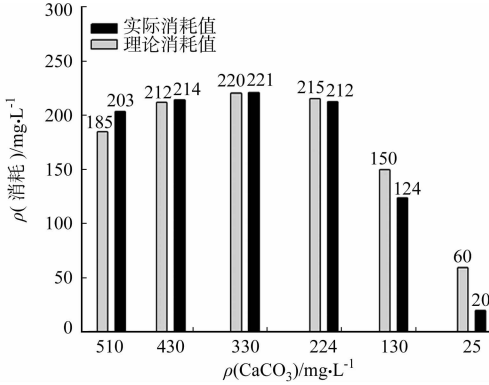


图 8 碱度的实际和理论消耗的变化
Fig. 8 Variation of alkalinity in the actual and theoretic consumption

进水的碱度不足时,DMBR 的反冲洗周期减小.从图 9 中也可知:反冲洗后膜通量没有降低,恢复率为 100%,这说明该滤布作为动态膜基材的膜通量恢复情况良好.

胞外聚合物(EPS)是在一定环境条件下由微生物,大部分是细菌,分泌于胞外的一些高分子聚合物. EPS 主要由多糖、蛋白质和 DNA 组成^[16],对膜污染产生影响的成分主要是多糖和蛋白质.文中考察碱度对 EPS 质量浓度的变化情况,主要通过单位污泥浓度中所含蛋白质和多糖的质量浓度来表征, EPS 质量浓度等于蛋白质和多糖质量浓度之和.刘阳等^[17]研究发现,随着溶解性 EPS 浓度的增加,膜污染阻力随之增大.

不同碱度下,反应器中 EPS 的质量比 $w(\text{EPS})$ 随时间变化,如图 10 所示.由图 10 可以看出:多糖的质量比大于蛋白质的质量比.因此,多糖是 EPS 的主要成分.当碱度为 $130\sim 510\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, EPS 质量比从 $10\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增至 $38\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$;当碱度为 $25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, EPS 质量比又降至 $35\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 左右.随着进水碱度的下降,DMBR 中的混合液 pH 值也随之下降, pH 值的下降导致混合液中的 EPS 增加.朱哲等^[18]研究表明,在酸性条件下产生的 EPS 远大于中性和偏碱性条件.

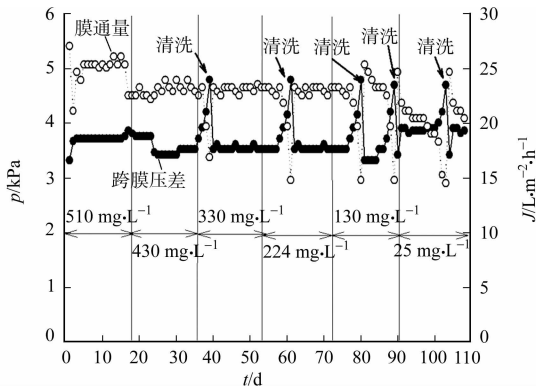


图 9 过滤压差和膜通量变化

Fig. 9 Variation of transmembrane pressure and membrane permeate flux

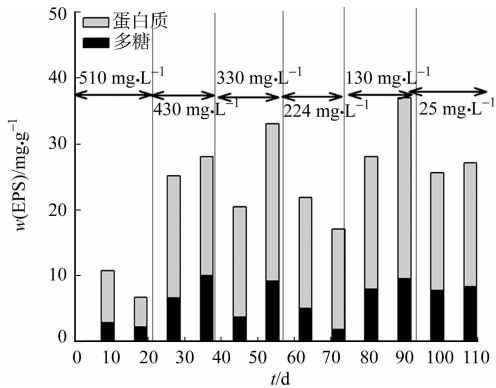


图 10 胞外聚合物的变化情况

Fig. 10 Variation of extracellular polymeric substances concentration

总之,当进水的碱度充足的条件下,反应器中的 EPS 质量浓度较小,动态膜污染较轻,DMBR 反应器运行时间较长,最长运行周期可达到 39 d.随着进水碱度的降低,出现碱度不足时,反应器中的 EPS 显著增加,引起膜污染加剧,导致动态膜组件运行周期下降.

3 结论

1) 碱度变化对动态膜生物反应器的 COD_{Cr} 去除影响不大,去除率超过 90%.进水碱度在 $330\sim 510\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,碱度充足, NH_4^+-N 去除率达到 98%, pH 值基本稳定;当碱度低于 $224\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,反应器出现碱度不足的情况, NH_4^+-N 的去除率下降.

2) 当进水的碱度充足的条件下,反应器中的 EPS 质量浓度较小,DMBR 反应器运行周期可达到 39 d.当碱度不足时,反应器中的 EPS 显著增加,导致动态膜组件运行周期下降到 10 d,反冲洗后动态膜通量恢复率为 100%.

参考文献:

[1] OSKAR M, KENSUKE F, KORNEEL R, et al. Redistribution of wastewater alkalinity with a microbial fuel cell to support nitrification of reject water[J]. Water Research, 2011, 45(8): 2691-2699.

[2] HOU Bao-lin, HAN Hong-jun, JIA Sheng-yong, et al. Effect of alkalinity on nitrite accumulation in treatment of coal chemical industry wastewater using moving bed biofilm reactor[J]. Journal of Environmental Sciences, 2014, 26(5): 1014-1022.

[3] 陈丽丽, 刘宏远. 膜生物反应器在中国的研究进展[J]. 山西建筑, 2010, 36(18): 164-165.

[4] 洪俊明, 尹娟. 颗粒活性炭对膜生物反应器脱氮性能的影响[J]. 中国环境科学, 2012, 32(1): 75-80.

[5] 卢芳芳, 洪俊明, 尹娟, 等. 盐度对 DMBR 处理养殖废水脱氮效能的影响[J]. 华侨大学学报: 自然科学版, 2012, 33

(3):300-303.

[6] 张建,邱宪锋,高宝玉,等. 动态膜生物反应器中动态膜的作用和结构研究[J]. 环境科学,2007,28(1):147-151.

[7] 杨志水,姜斌. 城镇生活污水中氨氮的去除研究[J]. 环境工程,2010,28(S1):147-149,156.

[8] 张海丰,孙宝盛,王亮,等. 贫营养条件下膜生物反应器污泥混合液可滤性分析[J]. 中国环境科学,2009,29(4):368-373.

[9] BRADFORD M M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding[J]. Analytical Biochemistry,1976,72(1/2):248-254.

[10] DUBOIS M,GILLES K A,HAMILTON J K,et al. Calorimetric method of determination of sugars and related substances[J]. Analytical Biochemistry,1951,28(3):350-356.

[11] YANG Li,LAI Ching-ting,SHIEH W K. Biodegradation of dispersed diesel-fuel under high salinity condition[J]. Water Research,2000,34(13):3303-3314.

[12] 丁国际,刘德永,郑广宏,等. 新型一体化工艺处理生活污水的影响因素研究[J]. 中北大学学报:自然科学版,2012,33(4):443-452.

[13] 玄婉茹,单明军,郑春芳,等. pH 值和碱度对生物硝化的影响[J]. 染料与化工,2012,43(3):36-38.

[14] 张自杰. 排水工程[M]. 北京:中国建筑工业出版社,2000:309-311.

[15] 陈英文,赵冰怡,刘明庆,等. 碱度指示 MBR 中同步硝化反硝化的研究[J]. 环境工程学报,2010,4(2):273-277.

[16] ZHANG Bin,SUN Bao-sheng,JIN Min,et al. Extraction and analysis of extracellular polymeric substances in membrane fouling in submerged MBR[J]. Desalination,2008,227(1/2/3):286-294.

[17] 刘阳,张捍民,杨凤林. 活性污泥中微生物胞外聚合物(EPS)影响膜污染机理研究[J]. 高校化学工程学报,2008,22(2):332-338.

[18] 朱哲,李涛,王东升,等. pH 对活性污泥表面特性和形态结构的影响[J]. 环境工程学报,2008,2(12):1599-1604.

Effect of Influent Alkalinity on the Treatment Characteristic of
Dynamic Membrane Bioreactor

HU Miao-miao¹, HONG Jun-ming¹, LI Shang-hui¹,
DAI Lan-hua^{2,3}, CHEN Xiang-qiang³, XIE Xiao-qing³

(1. College of Chemical Engineering, Huaqiao University, Xiamen 361021, China;
2. Xiamen Drainage Monitoring Station, Xiamen 361005, China;
3. General Water of Xiamen Sewage Company Limited, Xiamen 361005, China)

Abstract: Dynamic membrane bioreactor (DMBR) was used to treat domestic sewage. The effect of the influent alkalinity concentration on the DMBR treatment results was investigated, and the parameters of the reactor were tested at the same time. The results showed that, when alkalinity was 25-510 mg · L⁻¹, there was little effect on the COD_{Cr} of the effluent, and the removal efficiency reached 92.46%. When the alkalinity was sufficient, which was 224-510 mg · L⁻¹, the ammonia nitrogen removal rate was over 98%; while the alkalinity was insufficient, the ammonia nitrogen removal rate decreased and the effect of pH on the influent of DMBR was lagged behind the alkalinity. When the alkalinity was 330-510 mg · L⁻¹, the flux of the dynamic membrane could reach 23 L · (m² · h)⁻¹ with the cycle of operation about 39 d, and the recovery of the membrane flux was 100%. The extracellular polymeric substances increased with the decrease of the influent alkalinity, which made the inverses washing cycle shorten and the membrane pollution severe. The inverses washing cycle reduced to 10 d when the alkalinity of influent was 130 mg · L⁻¹.

Keywords: dynamic membrane bioreactor; alkalinity; membrane pollution; nitrifying process

(责任编辑: 黄晓楠 英文审校: 刘源岗)