

重力出流式膜生物反应器的膜通量及膜污染控制研究

陈少华¹, 郑祥^{1,2}, 刘俊新^{1*}

(1. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 2. 中国人民大学环境学院, 北京 100872)

摘要: 采用新型的重力出流式膜生物反应器(MBR)处理生活污水和垃圾渗滤液, 考察了其在长期运行过程中膜通量的变化规律及其影响因素。结果表明, 该 MBR 能够在较低液位水头(8.5~15.0 kPa)的作用下连续出水, 并获得较高的膜通量。处理生活污水时, 平均膜通量为 $11.2 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$; 处理垃圾渗滤液时, 平均膜通量为 $6.4 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 。研究发现, 污泥浓度对膜通量影响大小与曝气强度有关。当曝气强度小于 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 时, 膜通量随着污泥浓度的升高显著下降; 当曝气强度大于 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 时, 膜通量几乎不受污泥浓度和曝气强度的影响。对膜的化学清洗试验表明, NaOH+NaClO 溶液清洗效果最佳, 膜通量可恢复至初始通量的 85% 以上。进一步研究表明, 混合液中高浓度的溶解性胞外聚合物是 MBR 处理垃圾渗滤液时膜通量较低的主要原因。

关键词: 膜生物反应器; 重力出流; 膜通量; 膜污染; 生活污水; 垃圾渗滤液

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)12-2518-07

Permeate Flux and Membrane Fouling Controlling of a Membrane Bioreactor with Gravity Flow to Treat Domestic Sewage and Landfill Leachate

CHEN Shao-hua¹, ZHENG Xiang^{1,2}, LIU Jun-xin¹

(1. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. School of Environment & Natural Resources, Renmin University of China, Beijing 100872, China)

Abstract: A novel membrane bioreactor (MBR) with gravity flow was applied to treat domestic sewage and landfill leachate. The variation of permeate flux and its impact factors were studied. The long-term test showed that the average permeate flux of this MBR could be $11.2 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ under the pressure of 8.5 kPa for treating domestic sewage while $6.4 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ and 15.0 kPa, respectively, for landfill leachate. The permeate flux increased with increase of aeration density and decrease of activated sludge concentration when aeration density was less than $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. While activated sludge concentration and aeration density had hardly impact on the permeate flux when aeration density was more than $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. The performances of several different cleaning solutions were tested and the results showed that NaOH-NaClO solution had the best cleaning efficiency. The permeate flux can recovered over 85% of the initial flux. A very high concentration of soluble extracellular polymeric substances (soluble EPS) existed in landfill leachate compared with domestic sewage, which was the main cause leading to a lower permeate flux when treating landfill leachate.

Key words: membrane bioreactor; gravity flow; permeate flux; membrane fouling; domestic sewage; landfill leachate

根据膜组件放置方式的不同, 膜生物反应器(MBR)可分为分体式 MBR 和一体式 MBR 2 种形式^[1]。分体式系统膜通量较高, 膜组件易于清洗维护, 但能耗较高; 一体式系统的能耗低, 但清洗维护困难。刘俊新等开发了一种新型的重力出流式 MBR, 将分体式 MBR 膜组件清洗维护方便和一体式 MBR 能耗低的优点有机结合起来, 将膜组件独立于生物反应器单元单独设置, 取消循环泵和抽吸泵, 采用重力出流方式^[2]。这种新型的重力出流式 MBR 具有膜组件清洗维护方便, 能耗低, 运行管理简单的优点。已将其应用于处理生活污水、毛纺印染废水和垃圾渗滤液等, 取得了良好的处理效果^[3, 4]。本试验主要研究这种新型重力出流式 MBR 在处理生活污水和垃圾渗滤液时的膜污染特征, 以及液位

水头、污泥浓度、曝气强度等对膜通量的影响, 考察了不同的清洗剂对膜通量的恢复效果, 并探讨了处理垃圾渗滤液与生活污水时, 膜通量差异的原因。

1 材料与方法

1.1 新型重力出流式 MBR

新型重力出流式 MBR 的膜组件放置于生物反应器的外部(图 1), 由孔径为 0.22 μm 的聚偏氟乙烯(PVDF)中空纤维膜组装成束状组件。生物反应器为气升式反应器。原水通过蠕动泵进入生物反应器,

收稿日期: 2005-11-22; 修订日期: 2006-02-13

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2004AA601070); 国家自然科学基金项目(50238050)

作者简介: 陈少华(1965~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制技术。

* 通讯联系人, E-mail: jxliu@cees.ac.cn

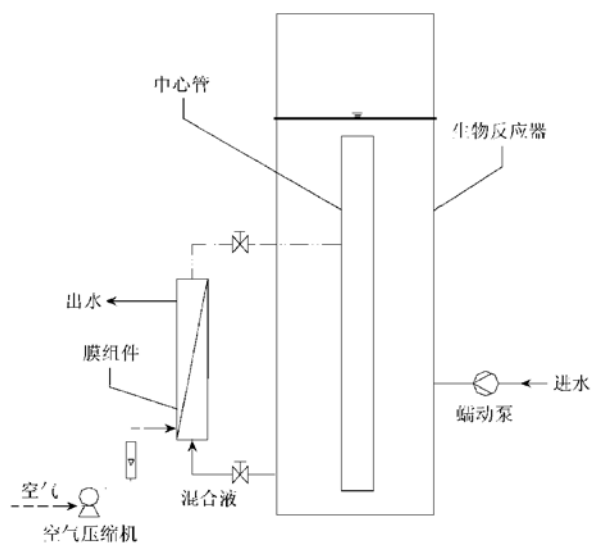


图 1 新型重力出流式膜生物反应器示意
Fig. 1 Schematic diagram of the novel membrane bioreactor with gravity flow

空气从膜组件的底部鼓入,在空气的提升作用下,混合液在膜组件与生物反应器之间循环流动.在生物反应器液面与膜组件出水口之间的重力水头驱动下过滤出水.由于其独特的结构,鼓入的空气起到充

氧、混合和冲刷膜组件的三重作用.采用重力出流方式,省略了抽吸泵,所以降低了运行能耗.用于处理生活污水和垃圾渗滤液的重力出流式 MBR 的主要结构参数如表 1 所示.

表 1 膜生物反应器的主要结构参数				
Table 1 Major construction parameters of the MBRs				
处理污水类型	容积 /L	膜面积 /m ²	重力水头/kPa	膜组件截面积/m ²
生活污水	25(最大容积)	0.18	7.5~ 15.0	0.002 5
垃圾渗滤液	50(有效容积)	0.17	15.0	0.005 0

1.2 污水水质及运行参数

生活污水取自北京市某市政排污检查井,垃圾渗滤液取自北京市某垃圾填埋场,主要水质参数如表 2 所示.从表 2 可以看出,这 2 种污水的性质有很明显的差别,生活污水的污染物浓度相对较低,用 MBR 可以直接处理.而垃圾渗滤液的 COD、BOD、NH₄⁺-N 以及电导率都大大高于生活污水,因此在 MBR 前设置一厌氧滤池,一定比例的膜出水回流至厌氧滤池,其目的是降低进入 MBR 的污染物浓度和提高总氮的去除效果.厌氧滤池的有效容积为 75L.主要的运行参数如表 2 所示.

表 2 污水水质及 MBR 的运行参数				
Table 2 Characteristics of wastewaters and test parameters of the MBR				
水质及运行参数	生活污水		垃圾渗滤液	
	平均值	变化范围	平均值	变化范围
COD/mg·L ⁻¹	338.5	136~ 676	9 925.5	1634~ 22 884
BOD/mg·L ⁻¹	190	55~ 300	6 823	400~ 15 890
NH ₄ ⁺ -N /mg·L ⁻¹	71.0	37.7~ 85.7	2 149	937~ 2 798
PO ₄ ³⁻ -P/mg·L ⁻¹	7.5	3.1~ 10.5	4.8	0.5~ 11.8
pH	7.5	7.0~ 7.9	8.0	7.4~ 8.7
碱度(Na ₂ CO ₃)/mg·L ⁻¹	435	258~ 573	11 899	5 835~ 15 386
电导率/μS·cm ⁻¹	1 082	710~ 1 740	15 940	14 500~ 18 570
HRT/h	3~ 11		48~ 312	
回流比/%	—		100~ 300	
MLSS/g·L ⁻¹	4.0~ 18.7		1.6~ 13.6	
F/M/kg·(kg·d) ⁻¹	0.03~ 0.34		0.03~ 0.57	
容积负荷/kg·(m ³ ·d) ⁻¹	0.4~ 3.8		0.15~ 1.74	
温度/℃	9~ 26		13~ 28	

1.3 分析方法

试验期间主要监测 COD、NH₄⁺-N、MLSS、DO、pH、温度、电导率等,测定方法均采用国家环保总局规定的标准方法.膜通量通过测定 1min 的膜出水体积计算而得.

溶解性胞外聚合物(soluble extracellular polymeric substances, soluble EPS)的分析:将溶液以4 000r/min离心 10min,上清液经 0.45μm 滤膜过滤.分别采用 Lowry 法^[5]和 Dubois 法^[6]测定滤液中的蛋白质和多糖含量,二者之和视为溶解性 EPS 的

含量。

固着性胞外聚合物 (bound extracellular polymeric substances, bound EPS) 的分析: 将活性污泥混合液以 4 000 r/min 离心 10 min, 弃去上清液, 污泥用去离子水洗涤 2 次, 然后按文献[7]所述的甲醛-氢氧化钠法提取, 分别采用 Lowry 法和 Dubois 法测定提取液中的蛋白质和多糖含量, 二者之和视为固着性 EPS 的含量。

2 结果与讨论

2.1 重力水头对膜通量的影响

微滤膜过滤过程遵循 Darcy 定律^[8]:

$$J = \frac{\Delta p}{\mu R} \quad (1)$$

式中, J 为膜通量; Δp 为过膜压力; μ 为流体的粘度; R 为膜阻力。

由(1)式可知, 当膜阻力 R 不变时, 膜通量 J 会随着过膜压力 Δp 的升高而升高。但在活性污泥混合液的过滤过程中, 除了膜本身存在的阻力以外, 还有膜污染形成的阻力, 使得膜阻力比新膜阻力大很多。此时(1)式修改为^[9]:

$$J = \frac{\Delta p}{\mu(R_m + R_p + R_c)} \quad (2)$$

式中, R_m 为膜本身的阻力; R_p 为混合液中的胶体和颗粒在膜孔内粘附和堵塞形成的膜阻力; R_c 为污泥颗粒在膜表面堆积成滤饼层形成的膜阻力。随着过膜压力的升高, 污泥颗粒附着在膜表面的驱动力加大, 滤饼层被增厚和压实, R_p 和 R_c 会随之升高, 制约了膜通量的进一步提高。因此操作压力对膜通量的影响存在一个临界压力值。当过膜压力低于临界值时, 膜通量随过膜压力的增加而增加, 当过膜压力高于临界压力时, 膜通量基本不变。对于重力出流式 MBR, 其过膜压力即为生物反应器中混合液的液面与膜组件出水口之间的重力水头。为了探讨本系统适宜的过膜压力, 首先采用生活污水进行了批量试验。当混合液中污泥浓度分别为 $(1.6 \pm 0.4) \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $(2.1 \pm 0.7) \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $(3.7 \pm 0.1) \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 保持曝气强度(即膜组件的单位截面积所通过的空气流量)为 $200 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 改变 MBR 的重力水头, 在此水头下运行 8 h, 然后测量相应的膜通量的变化。结果如图 2 所示。这 3 种污泥浓度的混合液均表现出同样的规律性。即当重力水头较低时, 膜通量均随着重力水头的升高而升高, 当重力水头升高到一定程度时, 膜通量并没有进一步增加。不同污泥浓度

混合液的临界水头稍有差别, 处在 8.5~15.0 kPa 范围内。因此在进行长期运行试验时, 处理生活污水时保持重力水头为 8.5 kPa, 处理垃圾渗滤液时保持重力水头为 15.0 kPa(图 3)。在处理生活污水时, 前 15 d 人为控制出水流量, 因此图 3 中没有标出。这 2 个试验的膜通量变化具有相似的规律, 即在运行初期膜通量下降较快, 而后期膜通量下降较慢。处理生活污水时, 连续运行 65 d 膜通量可维持在 $8.3 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 以上, 平均通量为 $11.2 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 与文献报道的抽吸式 MBR 的膜通量^[10,11] [处理生活污水时通量为 $5 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$; 处理洗浴污水时通量为 $11 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$] 相当。而对于垃圾渗滤液, 65 d 内膜通量可维持在 $4.5 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 以上, 平均通量为 $6.4 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 与分体式 MBR 处理垃圾渗滤液时的膜通量^[12] [过滤压差为 30.0 kPa, 过滤 2 min 然后反冲 1 s, 运行 32 d 膜通量维持在 $5 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 以上] 相当。证明此种重力出流式 MBR 可以长期维持较高的膜通量。

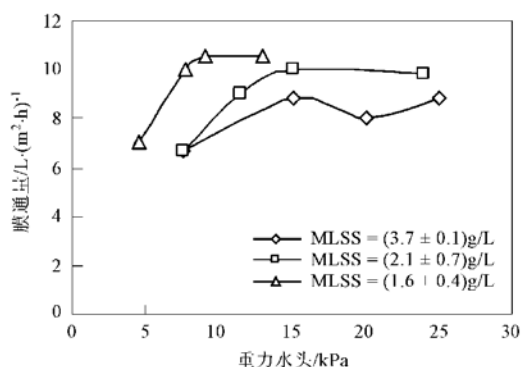


图 2 膜通量随重力水头的变化

Fig. 2 Variation of permeate flux with pressure head

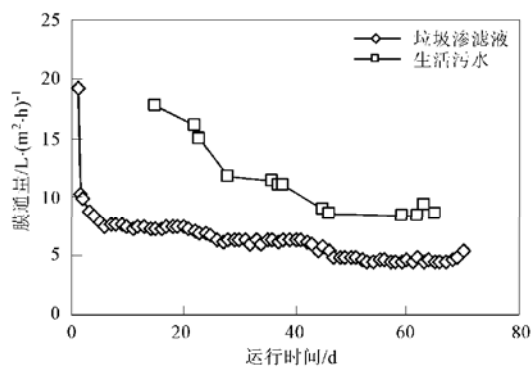


图 3 长期运行时膜通量的变化

Fig. 3 Permeate flux during the long-term running

2.2 污泥浓度和曝气强度对膜通量的影响

由式 2 可知, 膜阻力由膜本身阻力 R_m 、膜孔堵

塞阻力 R_p 和滤饼层阻力 R_c 组成。在过滤初期, 膜表面还没有形成滤饼层, 此时膜阻力主要为 $R_m + R_p$ 。随着过滤的延续, 活性污泥在膜表面形成滤饼层^[13]。滤饼层是一种复杂的浓差极化现象, 混合液透过滤饼层的传质方式是扩散, 其通量可简单地表示为^[14]:

$$J_c = 0.807 \left[\frac{\gamma_w D^2}{L} \right]^{\frac{1}{3}} \ln \frac{c}{c_0} \quad (3)$$

式中, c 为滤饼层中颗粒物质的浓度; c_0 为溶液本体中颗粒物质的浓度; γ_w 为剪切速率; D 为颗粒物质的剪切扩散系数; L 为膜丝长度。

γ_w 与流体在滤饼层表面的错流流速及流态有关, D 则与 γ_w 和颗粒粒径有关^[14]。对于本试验所用的 MBR, 滤饼层表面的错流是由曝气驱动的。从式 3 可清楚地看出膜通量受曝气强度和污泥浓度的影响。式 3 仅仅是描述滤饼层通量的模型, 而且设定了一系列的前提条件, 没有考虑膜阻力和膜孔堵塞阻力。因此它与实际通量还有较大的误差。

用生活污水通过批量试验考察污泥浓度和曝气强度对膜通量的影响。保持污泥浓度分别为 $3.9 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $18.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 改变曝气强度, 运行 8h, 然后测量膜通量。结果表明, 当曝气量小于 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 时, 随着污泥浓度的升高, 膜通量下降, 此时加大曝气强度有利于提高膜通量。当曝气强度大于 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 时, 膜通量几乎不受污泥浓度和曝气强度的影响(图 4)。

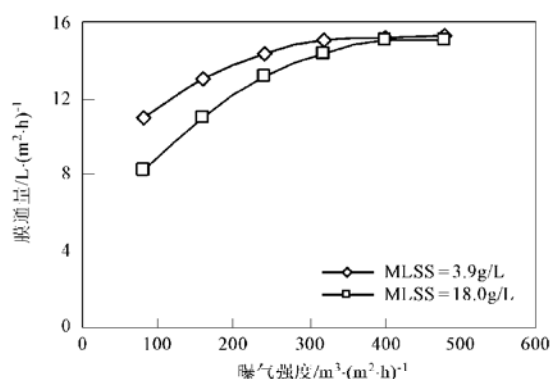


图 4 污泥浓度和曝气强度对膜通量的影响

Fig. 4 Effect of MLSS and aeration intensity on permeate flux

用动态膜模型可以很好地解释这种现象。可以把污泥颗粒在膜表面形成的滤饼层看作一层动态膜^[15](如图 5 所示)。污泥颗粒在膜表面同时受到 4 种力的共同作用(如图 5 所示), 即重力水头提供的过滤驱动力 F_c ; 由于膜表面的污泥浓度与溶液本体

的浓度差所形成的扩散驱动力 F_d ; 由于曝气所引起的气液混合流在膜表面形成的剪切力 F_s ; 以及污泥颗粒之间和颗粒与膜表面之间的粘滞力 F_f 。当这 4 种力达到平衡时, 污泥动态膜处于平衡状态, 滤饼层的阻力达到一个稳定值。其值可用 Kozeny-Carman 公式表示^[8]:

$$R_c = 180 \frac{(1 - \varepsilon)^2 l_c}{[(d_s)^2 \varepsilon^3]} \quad (4)$$

式中, l_c 为滤饼层厚度; d_s 为污泥颗粒直径; ε 为滤饼层孔隙率。

滤饼层的厚度和孔隙率与污泥浓度及曝气强度有密切的关系。对于本研究所试验的重力出流式 MBR, 当曝气强度小于 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 时, 曝气冲刷所产生的剪切力 F_s 较小, 此时提高污泥浓度, 将使动态膜的厚度 l_c 增加, 滤饼层阻力增加, 膜通量减小。当曝气强度大于 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 时, 曝气冲刷所产生的剪切力 F_s 起主要作用, 此时污泥浓度的影响可忽略。但如果曝气强度太高, 完全破坏了污泥动态膜, 溶解性大分子物质如蛋白质和多糖将在膜表面形成致密的凝胶层, 此时反而会使膜通量显著降低。动态膜模型也可以解释重力水头并不是越大越好。当重力水头加大, 过滤驱动力 F_c 加大, 使膜通量加大, 但也会使滤饼层增厚, 孔隙率减小, 阻碍膜通量的进一步升高。

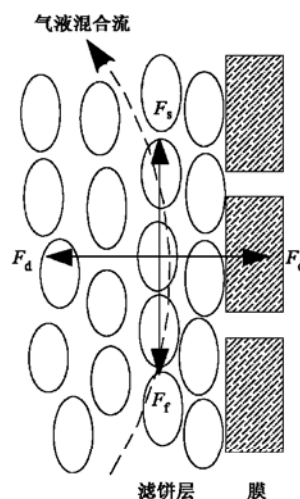


图 5 动态膜示意

Fig. 5 Conceptual illustration of dynamic membrane

图 6 为长期运行过程中曝气强度对膜通量的影响。在大部分的运行时间里, 曝气强度都低于 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 在这种条件下, 膜通量随曝气强度的改变都会相应地发生改变。如处理生活污水时, 在第

68~70d, 曝气强度从 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 降到 $256 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 膜通量随之从 $8.5 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 降低至 $6.0 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 然后在第 71d 将曝气强度从 $256 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 提高到 $560 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 后, 膜通量则从 $6.0 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 提高到 $8.3 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 处理垃圾渗滤液时, 在第 72d, 曝气强度从 $99.5 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 提高到 $199 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 时, 膜通量从 $4.7 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 上升到 $5.1 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 与处理垃

圾渗滤液相比, MBR 处理生活污水时, 曝气强度对膜通量的影响更为显著. 这可能与 2 种污水的水质差异有关. MBR 的过滤料液是活性污泥混合液, 其中除了污泥颗粒外, 还有大量的胶体及大分子有机化合物, 它们对滤饼层的形成及其过滤性能具有重要影响^[16]. 而处理的污水类型不同, 其中所含的胶体及大分子有机化合物也有很大差别. 下面还将深入讨论.

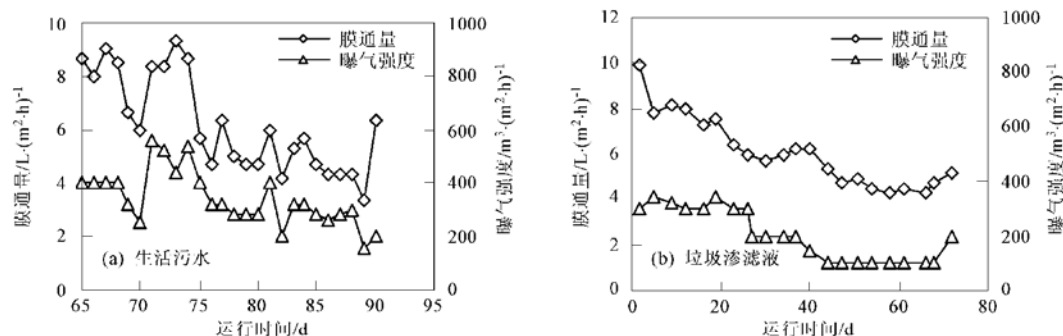


图 6 曝气强度对膜通量的影响

Fig. 6 Effect of aeration intensity on permeate flux

综上所述, 对于本试验所用的重力出流式 MBR, 为了有效控制膜污染, 保持系统长期稳定运行, 适宜的操作方式是, 重力水头保持在 $8.0 \sim 15.0 \text{ kPa}$ 之间; 通过优化膜组件的结构设计, 使曝气强度保持在 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 附近. 当曝气强度小于 $400 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 时, 则要考虑污泥浓度对膜通量的影响, 在满足处理效率的前提下, 适当降低生物反应器的污泥浓度.

2.3 水质对膜通量的影响

比较重力出流式 MBR 系统处理生活污水和垃圾渗滤液时的膜通量, 发现处理生活污水时的膜通量比处理垃圾渗滤液时高 $50\% \sim 100\%$ (如图 3 所示). 通常影响 MBR 膜污染的因素可分为膜材料与膜组件的结构、操作条件、活性污泥混合液的性质这 3 大类. MBR 在处理这 2 种污水的过程中, 膜材料与膜组件的结构、操作条件(过膜压力、曝气强度)和污泥浓度基本一致. 所以造成处理这 2 种污水时膜通量差别很大的主要原因是由于进水水质的巨大差异(见表 2), 使得 2 种活性污泥混合液的组成存在很大的差异. 通常认为, MBR 的膜污染主要有 3 种类型: 有机污染、无机污染和微生物污染. 有机污染主要由有机大分子和微生物代谢产物组成. 无机污染主要由金属氢氧化物和碳酸钙在膜孔和膜表面沉积而形成. 微生物污染则是由于活性污泥在膜表面

沉积, 进而微生物在膜的内外表面和膜孔中繁衍生长而造成膜通量下降.

EPS 主要由蛋白质和多糖组成^[17]. 它对膜通量的影响很大, 但其作用机制尚无定论. 通常把 EPS 分成固着性 EPS 和溶解性 EPS^[18]. 固着性 EPS, 即包裹在活性污泥细胞壁外的 EPS 含量较高, 则污泥颗粒较大, 其过滤性能较好, 膜污染程度较轻^[19]. 而溶解性 EPS, 即溶解在溶液中的 EPS 会很快在膜表面上形成致密的凝胶层, 从而导致膜通量的下降^[20]. 表 3 为生活污水、垃圾渗滤液的进水和反应器上清液中的蛋白质及多糖的含量(二者之和为溶解性 EPS 的含量), 以及污泥中的 EPS 含量(即固着性 EPS 的含量, 以每 g MLSS 中所含 EPS 计). 垃圾渗滤液进水中的蛋白质、多糖的含量分别是生活污水的 25 倍、20 倍; 污泥混合液的上清液中垃圾渗滤液的蛋白质、多糖和溶解性 EPS 含量分别是生活污水的 3.8 倍、5.5 倍和 4.4 倍. 而二者的污泥混合液中固着性 EPS 的含量相差并不明显, 甚至生活污水的固着性 EPS 中多糖含量比垃圾渗滤液还要高. 由此可以推断, 上清液中溶解性 EPS 的含量差异是处理 2 种污水时膜通量存在明显差别的一个重要原因.

2.4 化学清洗对膜通量的恢复效果

为了考察不同的清洗剂对膜通量的恢复效果以

及污染物质的成分,依次用 $0.2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{HCl}$ 、 $0.05\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{NaOH}$ 、 $0.05\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{NaOH} + 0.2\%\text{NaClO}$ (以有效氯计)清洗. 每种清洗剂的清洗时间均固定为 24h,清洗完后再用纯水清洗 2 次,测纯水通量,然后再进行下 1 种清洗剂的清洗. 结果表明,

单独用 HCl 或 NaOH 的清洗效果都很差,而用 NaOH+ NaClO 清洗后,对处理生活污水的膜组件,通量可以恢复到初始通量的 90.0%;对处理垃圾渗滤液的膜组件,通量可以恢复到初始通量的 84.6% (图 7).

表 3 生活污水和垃圾渗滤液中 EPS 含量
Table 3 EPS concentrations of domestic sewage and landfill leachate

成分	进水/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		上清液/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		污泥/ $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	
	生活污水	垃圾渗滤液	生活污水	垃圾渗滤液	生活污水	垃圾渗滤液
蛋白质	33.5	849.0	161.2	617.5	53.6	129.6
多糖	5.2	106.9	74.7	409.3	45.3	19.9
soluble EPS			235.9	1 026.8		
bound EPS					98.9	149.5

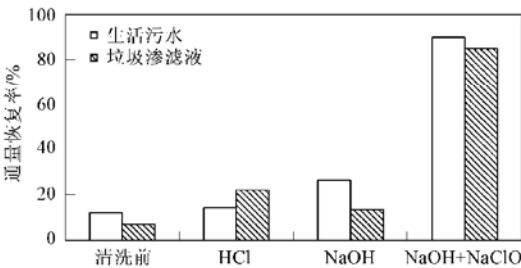


图 7 不同清洗剂对膜组件的清洗效果

Fig. 7 Permeate flux recovery after cleaning by means of different cleaning solutions

在化学清洗中,无机酸主要使污染物中的部分不溶物,如 CaCO_3 、 MgCO_3 、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 等变为可溶物;而 NaOH 溶液可有效去除有机酸(如腐殖酸)的污染,也可部分去除蛋白质的污染;氧化剂主要清除油脂、蛋白质、多糖和微生物污染^[21,22]. 通过清洗试验可以看出,盐酸洗后,生活污水的通量恢复率从洗前的 12.1% 提高到 14.7%,渗滤液则从 7.2% 提高到 22.2%,说明无机污染对膜污染的贡献不大. 而 NaOH+ NaClO 洗后,膜通量得到大幅度的恢复,生活污水的通量恢复率由 26.8% 提高到 90%,渗滤液从 13.8% 提高到 84.6%. 说明膜通量的降低主要是由有机污染和微生物污染引起的.

3 结论

(1) 对于本试验所采用的重力出流式 MBR,适宜的操作方式是:重力水头保持在 $8.0\sim 15.0\text{kPa}$ 之间;曝气强度保持在 $400\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 附近. 此时的膜污染程度较低,系统可以在较长时间内保持较稳定的膜通量.

(2) 垃圾渗滤液中所含有的高浓度溶解性 EPS 可能是导致处理垃圾渗滤液时膜通量较低的重要原因.

(3) 对比不同清洗剂的清洗效果,用 $0.05\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{NaOH} + 0.2\%\text{NaClO}$ 溶液清洗效果最佳,膜通量可恢复至初始通量的 85% 以上.

参考文献:

[1] Visvanathan C, Aim R B, Parameshwaran K. Membrane separation bioreactors for wastewater treatment [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2000, 30 (1): 1~ 48.

[2] 刘俊新, 郑祥. 双区重力出流式膜生物反应器废水处理设备 [P]. 中国专利: ZL 01120586. 5, 2004-06-16.

[3] 郑祥, 刘俊新. 重力出流式 MBR 处理生活污水及毛纺废水 [J]. 中国给水排水, 2004, 20(12): 1~ 7.

[4] Chen S, Liu J. Treatment of landfill leachate by a novel membrane bioreactor with air lift and gravity drain [A]. In: Proceedings of international symposium on biotechnology for environmental pollution control [C]. Beijing: Department of environmental science and engineering, Tsinghua University, 2004. 53~ 60.

[5] Lowry O H, Rowe brough N J, Farr A L, et al. Protein measurement with the Folin phenol reagent [J]. The Journal of Biological Chemistry, 1951, 193(1): 265~ 275.

[6] Dubois M, Gilles K A, Hamilton J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances [J]. Analytical Chemistry, 1956, 28(3): 350~ 356.

[7] Liu H, Fang H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges [J]. Journal of Biotechnology, 2002, 95(3): 249~ 256.

[8] Mulder M 著, 李琳译. 膜技术基本原理 [M]. (第二版). 北京: 清华大学出版社, 1999. 270~ 293.

[9] Lim A L, Bai R. Membrane fouling and cleaning in microfiltration of activated sludge wastewater [J]. Journal of Membrane Science, 2003, 216(1-2): 279~ 290.

- [10] 刘锐, 黄霞, 钱易, 等. 一体式膜-生物反应器处理生活污水的中试研究[J]. 给水排水, 1999, 25(1): 1~4.
- [11] 刘锐, 黄霞, 陈吕军, 等. 一体式膜-生物反应器处理洗浴污水[J]. 中国给水排水, 2001, 17(1): 5~8.
- [12] Setiadi T, Fairus S. Hazardous waste landfill leachate treatment using an activated sludge-membrane system[J]. Water Science and Technology, 2003, 48(8): 111~117.
- [13] Hwang K J, Lin T T. Effect of morphology polymeric membrane on the performance of cross-flow microfiltration[J]. Journal of Membrane Science, 2002, 199(1-2): 41~52.
- [14] Ould-Dris A, Jaffrin M Y, Si-Hassen D, *et al.* Effect of cake thickness and particle polydispersity on prediction of permeate flux in microfiltration of particulate suspensions by a hydrodynamic diffusion model[J]. Journal of Membrane Science, 2000, 164(1-2): 211~227.
- [15] Lee J, Ahn W, Lee C H. Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor[J]. Water Research, 2001, 35(10): 2435~2445.
- [16] Rosenberger S, Evenblij H, te Poele S, *et al.* The importance of liquid phase analyses to understand fouling in membrane assisted activated sludge processes——six case studies of different European research groups[J]. Journal of Membrane Science, 2005, 263(1-12): 113~126.
- [17] Liu Y, Fang H H P. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on flocculation, settling, and dewatering of activated sludge[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2003, 33(3): 237~273.
- [18] Lapidou C S, Rittmann B E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass[J]. Water Research, 2002, 36(11): 2711~2720.
- [19] Mikkelsen L H, Keiding K. Physico-chemical characteristics of full scale sewage sludges with implications to dewatering[J]. Water Research, 2002, 36(10): 2451~2462.
- [20] Rosenberger S, Kraume M. Filterability of activated sludge in membrane bioreactors[J]. Desalination, 2002, 151(2): 195~200.
- [21] 吕晓龙, 刘惠玉. 多孔膜的污染及其控制方法[J]. 天津工业大学学报, 2004, 23(1): 18~22.
- [22] 刘昌胜, 邬行彦, 潘德维, 等. 膜的污染及其清洗[J]. 膜科学与技术, 1996, 12(2): 25~30.

《环境科学》编辑部关于启用编辑信息管理系统公告

《环境科学》编辑部决定自 2006 年 8 月 1 日起开通本刊网站并启用编辑信息管理系统(网站地址: <http://www.hjkx.ac.cn>)。该系统能实现在线投稿、在线审稿、期刊浏览检索等功能, 欢迎广大作者、读者和审稿专家使用。自 2006 年 8 月 1 日起, 我刊所有来稿都将通过网站编辑信息管理系统进行。作者使用编辑信息管理系统投稿时请先进行注册, 注册完毕后以作者身份登录, 按照页面上给出的提示投稿即可。如果您在使用过程中有问题, 请及时与我刊编辑部联系。

邮政地址: 北京市海淀区双清路 18 号《环境科学》编辑部

邮 编: 100085

电 话: 010-62941102, 010-62849343

传 真: 010-62849343

E-mail: hjkx@rcees.ac.cn

网 址: www.hjkx.ac.cn

《环境科学》编辑部

2006 年 7 月 7 日