

新型管式动态膜生物反应器及处理垃圾渗滤液的研究

董春松, 樊耀波*, 李刚, 杨文静, 袁栋栋

(中国科学院生态环境研究中心水污染控制研究室, 北京 100085)

摘要:研究了 1 种新型玻璃纤维管式动态膜生物反应器(DMBR)并考察其对垃圾渗滤液的处理效果. 研究表明, 动态膜生物反应器运行稳定, DMBR 在重力自流出水下运行近 80 d, 在过滤压差为 2 900 Pa 的情况下, 膜通量维持在 $3.75 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 左右, 在膜组件的结构参数改进之后, 膜通量有较大提高, 在过滤压差为 1 450 Pa 下能较长时间稳定在 $6 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. 本研究还考察了动态膜的过滤性能和系统处理效果, 系统出水浊度在 1.0 NTU 以下, 对 COD、 BOD_5 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的平均去除效率分别超过 71%、96% 和 98%, 动态膜对混合液上清液 COD 有 19.34% 的截留作用.

关键词:管式动态膜; 膜生物反应器; 垃圾渗滤液; 膜通量

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)04-0747-07

Study of a New Type of Tubular Self-forming Dynamic Membrane Bioreactor and Its Application for Treatment of Landfill Leachate

DONG Chun-song, FAN Yao-bo, LI Gang, YANG Wen-jing, YUAN Dong-dong

(Department of Water Pollution Control Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: A new type of fiberglass tubular self-forming dynamic membrane bioreactor (DMBR) and its application for treatment of landfill leachate on laboratory scale were studied. The results showed that the system worked with a average membrane flux $3.75 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ maintained by gravity filtration at a trans-membrane pressure (TMP) of 2 900 Pa for near 80 days. After the modification of membrane module, a higher membrane flux was achieved at a TMP of 1 450 Pa and the membrane flux could be maintained steadily at $6 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ for a long time. At the same time, the formation and filtration performance of dynamic membrane (DM) was tested. The effluent turbidity was blow 1.0 NTU and the average removal of COD, BOD_5 and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ in this system exceeded 71%, 96% and 98% respectively. Moreover, COD removal from the supernatant on an average of 19.34% was made only by the dynamic membrane.

Key words: tubular self-forming dynamic membrane; membrane bioreactor; landfill leachate; membrane flux

垃圾卫生填埋具有管理方便、处理费用低、技术成熟等优点, 因而成为我国垃圾的主要处理方式^[1], 但在填埋过程中及遍布城市的大小垃圾转运站产生的垃圾渗滤液, 不仅数量可观而且污染物浓度很高, 是一种危害较大的高浓度有机废水, 对周边环境及填埋场地下水污染严重, 且污染持续时间长, 容易造成严重的二次污染问题^[2,3]. 垃圾转运站产生的垃圾渗滤液不允许直排下水道, 用车辆运输费用很大, 因而对渗滤液进行有效处理成为城市环境保护的一个重要问题.

膜生物反应器(membrane Bioreactor, MBR)具有出水水质好、占地面积小、污泥产率低等优点^[4,5], 近年来 MBR 处理垃圾渗滤液研究成为一个热点. 但是, 传统的 MBR 膜污染问题是困扰其大规模应用的关键因素之一^[6], 它就象在原有的膜面上再敷上了一层膜^[7], 一些学者曾形象地称之为动态膜(dynamic membrane)或次生膜(second membrane)^[8,9]. 膜污染会导致膜通量的下降, 但形成的次生膜有助于对小粒

子的截留, 提高过滤分离性能, 而且与相同孔径的非动态膜相比, 它的渗透性更好^[10]. 最早对动态膜进行研究的是 1965 年美国 Oak Ridge 国家原子能所实验室, 发现了 ZrCl_2 动态膜具有反渗透效能^[11], 有学者把利用这种膜进行固液分离和生物反应器相结合的处理单元称为动态膜生物反应器^[9]. 动态膜已经应用到蛋白质的回收、果汁过滤及污水生物处理等过程, 这些研究中形成的动态膜大都是在微滤或超滤膜表面生成的. 国内已有部分高校和科研机构^[9,12~14]在孔径 $100 \mu\text{m}$ 左右的微网材料上自生成生物动态膜处理生活废水的试验研究, 在膜的形状上均采用平板式. 管式膜在反应器装填密度和运行操作等方面比平板膜更有优势, 目前还鲜见这方面的研究报道.

本研究选择了玻璃纤维编织套管作为动态膜载

收稿日期: 2006-04-21; 修订日期: 2006-06-13

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2002AA201220A)

作者简介: 董春松(1978~), 男, 硕士, 主要研究方向为水污染控制.

* 通讯联系人

体,开发了一种新型管式动态膜生物反应器.玻璃纤维套管具有机械强度大、有效过滤面积大和膜污染较易控制等优点.拟通过对该反应器应用于垃圾渗滤液处理的工艺参数、运行参数和处理效果的研究,为该技术的进一步开发研究及其在垃圾渗滤液中工程应用的技术可行性提供科学依据和设计参考.

1 实验装置和方法

1.1 实验装置及流程

实验装置及工艺流程如图 1 所示.

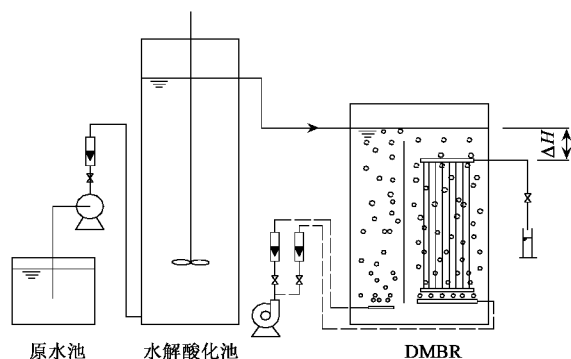


图 1 实验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of experimental system

实验系统主要有 3 部分组成,包括原水池、水解酸化池和动态膜生物反应器(DMBR).水解酸化池和动态膜生物反应器由有机玻璃制成.设置水解酸化池的目的是改善原水的可生化性,池型为长方柱形,有效容积 24 L,搅拌器(J1-100 W,江苏省常州市华普达仪器有限公司)为水解池提供混合动力;DMBR 是本实验的主要生化处理单元,外型也是长方柱形,研究中进行了不同长度膜组件的比较,建立了 2 个 DMBR 池,有效容积分别为 9 L(DMBR-Ⅰ)和 25 L(DMBR-Ⅱ),池内设挡板将 DMBR 隔为生化区和膜区,2 个区均设有穿孔曝气管.

系统运行时,进水由蠕动泵(BT00-100 M,保定兰格恒流泵有限公司)从原水池供给;原水进入水解酸化池,经水解酸化池的预处理后,预处理水进入 DMBR 池;混合液中污泥颗粒在物理化学力作用下,吸附沉淀在玻璃纤维编织套管表面自生成生物动态膜,依靠动态膜高效的分离性能实现泥水分离.系统出水是利用膜池液面和膜组件集水管出口间的压力水头 ΔH (图 1 所示)自流出水,而传统膜生物反应器的出水多是由抽吸泵抽吸进行的.随着过滤的进行膜通量不断减小, ΔH 缓慢增大,而 ΔH 的增大又会使得出水流量增加,从而使得进出水趋于平衡.为

混合液供氧的曝气系统推动了混合液在 DMBR 内的循环,生化池曝气强度为 $0.3 \text{ m}^3/\text{h}$.膜区混合液平行流经套管表面为动态膜的形成提供一个良好的水力环境.随着过滤的进行动态膜不断增厚,阻力升高,膜通量下降,当膜通量小于 $3 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,利用膜区曝气管对组件进行较大气量的曝气冲洗,破坏污染加重的动态膜,随即进入新的过滤周期,膜冲洗曝气强度为 $1.0 \text{ m}^3/\text{h}$,时间为 20 min. DMBR-Ⅰ 混合液污泥浓度维持在 $3 \sim 6 \text{ g/L}$, DO 浓度为 $3 \sim 4 \text{ mg/L}$,水力停留时间(HRT)在 3 d 左右.系统在运行近 80 d 内除取样外,没有剩余污泥排放. DMBR-Ⅱ 的操作运行过程与 DMBR-Ⅰ 类似,混合液污泥浓度维持在 $4 \sim 6 \text{ g/L}$, DO 浓度为 $3 \sim 4 \text{ mg/L}$, HRT 为 24 h 左右.

1.2 动态膜基材和膜组件

实验采用的膜基材为玻璃纤维细丝材料制成的编织套管,管径为 4 mm,壁厚为 0.4 mm.套管抗拉强度大于 20 MPa ^[15],在生化池水流的拉伸及剪切力冲击下,不会发生断丝现象.自制 2 套帘式膜组件,分别安装在 DMBR-Ⅰ 和 DMBR-Ⅱ 中,组件高分别为 20 cm 和 60 cm,有效膜面积为 0.04 m^2 和 0.15 m^2 .图 2 是无污染新套管显微镜下放大 40 倍照片.膜组件由集水管和膜基材组成,外形参见图 1.

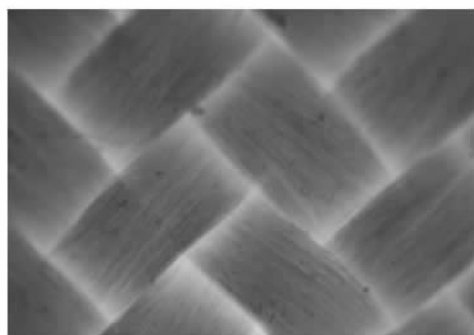


图 2 尚未污染的膜基材显微镜放大照片($\times 40$ 倍)

Fig.2 Picture of clean bushing surface for dynamic membrane($\times 40$ time)

1.3 实验用水

DMBR-Ⅰ 实验用垃圾渗滤液取自北京六里屯垃圾填埋场的调节池,水质指标见表 1.实验模拟了垃圾渗滤液和城市污水混合处理,系统进水为 25% 的垃圾渗滤液和 75% 的人工配水,使得水解池的实际进水水质为:COD $1\,500 \sim 3\,000 \text{ mg/L}$, NH_4^+-N 浓度为 $458 \sim 672 \text{ mg/L}$, pH 为 $8.14 \sim 8.48$. DMBR-Ⅱ 试验用水取自北京石景山垃圾转运站污水池,该污水组成主要有垃圾挤压水、生活污水、冲洗车辆水和雨水等,水质指标见表 1.

表 1 试验污水水质		
Table 1 Average water qualities of experimental wastewater		
污染物	DMBR- I	DMBR- II
COD/mg•L ⁻¹	4 058 ~ 9 151	275 ~ 733
BOD ₅ /mg•L ⁻¹	1 200 ~ 3 500	140 ~ 340
BOD ₅ / COD	0.33 ~ 0.41	0.45 ~ 0.66
NH ₄ ⁺ -N /mg•L ⁻¹	1 550 ~ 3 000	138 ~ 252
pH	7.78 ~ 8.00	8.05 ~ 8.35

1.4 分析项目、仪器及方法

试验分析项目和运行参数包括 COD、BOD₅、NH₄⁺ -N 浓度、浊度、MLSS、DO、pH、粘度等,分析项目采用的仪器及方法参见表 2.在对混合液上清液的相关指标测定前先用定量滤纸过滤.用滤膜法对有机物的相对分子质量分布进行测定^[16],即采用孔径为 0.45 μm(截留相对分子质量约 450 × 10³)和 0.22 μm(截留相对分子质量约 220 × 10³)的微滤膜及截留相对分子质量分别为 60 × 10³、10 × 10³、6 × 10³ 和 3 × 10³ 的超滤膜,让待测液依次串连通过上述滤膜,分析透过液的 TOC 含量,通过差值法来计算不同相对分子质量区段的有机物含量.

表 2 试验测定方法及仪器	
Table 2 Experimental methods and instruments	
测定指标	方法
TOC	Phoenix 8000 TOC 分析仪
COD	重铬酸钾法
BOD ₅	Oxitop BOD 测定仪
NH ₄ ⁺ -N	纳氏试剂比色法
浊度	LP2000 浊度仪
MLSS	重量法
溶解氧(DO)	ORION A ⁺ 810 APLUS 溶氧仪
pH 值	pHB-4 型便携式 pH 计
粘度	NDJ-1 旋转式粘度计
膜通量	计量法

2 结果与讨论

2.1 动态膜的形成及其过滤性能

动态膜的 1 个运行周期分为成膜期、稳定过滤期和清洗期.在成膜期内,出水 SS 和膜通量不断减小,并均趋向于稳定;稳定期内,系统出水 SS 和通量均趋于稳定,并且能维持较长时间运行;当通量递减到某一限值或者压力增加到限值时,系统进入清洗期,需要对动态膜进行再生处理.有研究表明浊度和 SS 有较好的线性相关性,1 NTU 浊度与 1.46 mg/L SS 相当^[17].本研究采用浊度和通量的变化来考查动态膜的形成过程.以 DMBR- I 为例,控制 Δ*H* 为 2 900

Pa,进水浊度在 146 ~ 255 NTU 之间,混合液 MLSS 浓度为 4.5 g/L,新膜及使用过膜的通量和出水浊度变化如图 3 所示.新膜在 20 min 内,出水浊度和通量均趋于动态稳定,出水浊度由约 14 NTU 下降并稳定在 2 NTU 以下,通量也从约 12.5 L/(m²•h)下降并稳定在 4 L/(m²•h)左右.可以认为,动态膜在 20 min 内迅速生成并与混合液达到动态平衡,这是动态膜的成膜期.此后动态膜进入到稳定过滤期,稳定期内通量和浊度下降的速率很慢.试验中发现,动态膜的稳定期随清洗次数的增加而延长.若把通量 2.8 L/(m²•h)作为清洗期开始的限值时,新膜达到这一限值的时限为 100 h 左右,3 周后这一时限为 150 h 左右.在正常运行近 80 d 的日常运行中,控制 Δ*H* 为 2 900 Pa 左右,稳定过滤期内膜出水浊度都在 1 NTU 以下,并且在系统在整个运行过程中没有出现泄漏导致浊度回升现象^[6];在稳定过滤期,膜通量一直稳定在(3.75 ± 0.5) L/(m²•h).分析本研究中动态膜通量较低的原因应有以下几个方面:

(1)膜基材的结构因素 从图 3 可以看出,本研究中动态膜的初始出水浊度优于其他动态膜^[12~14],但通量较低.动态膜基材是细丝成簇编织的(见图 2),这些细丝编织呈现为多层的结构,这使得过水流动变得复杂;图 4 是 SEM 下 500 倍和 2 500 倍的动态膜的照片,从图上可以看出,细丝的间距很小,在零点几到几个 μm 之间,按孔径折算在微滤范围之类,当动态膜形成后,过水的通道就变得更窄,这也促使了较低的膜通量.

(2)混合液成份与性质因素 垃圾渗滤液的营养配比差,并含有大量不易生物降解的有机物,使得微生物活性差,混合液中有大量的胞外聚合物积累.当过滤混合液时,这些物质吸附于套管表面形成动态膜,使得动态膜的阻力大,通量低.从图 4 上明显可以看到动态膜上有大量微生物、污泥颗粒和其他粘性类物质在膜面黏附聚集.对动态膜组成进行了 X 射线元素能谱分析(EDAX),典型结果见表 3,动态膜富含蛋白质组成元素 C、N、O 等,质量比大于 73%.此外,从表 3 上可以看出还有 Ca、Si、Mg、Al 等元素存在,一部分是来源于水的硬度,如部分 Ca 和 Mg 等,另一部分来自于垃圾渗滤液中大量的金属盐分,这些盐分进入细胞体或者溶解在污泥中,随着污泥或细胞在基材表面的黏附也反映到了能谱图上.

(3)膜组件的几何结构 膜管的长度和松弛度也是影响膜通量因素.为了提高膜通量,对膜组件的几何结构改进后放置到 DMBR- II 进行试验,主要

增加膜管长度(由 20 cm 增加到 60 cm)和套管的铺设稀疏化.实验中发现在组件下方适当曝气,使套管在混合液中轻微抖动,不会影响出水水质却能提高膜通量.控制 DMBR-Ⅱ 压力水头 ΔH 为 1 450 Pa,曝气强度为 $0.55\text{ m}^3/\text{h}$,混合液 MLSS 浓度为 4.5 g/L ,改进组件的通量和出水浊度变化情况如图 5 所示.从

图 5 可以看出,膜通量得到了很大提高,初始膜通量增加到 $82.5\text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$,在 4 h 内逐渐下降到 $10\text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$,最终能较长时间稳定在 $6\text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 左右运行;从出水浊度上看,初始出水浊度为 5.74 NTU,并在 20 min 迅速降到 2 NTU 以下,在 DMBR-Ⅱ 稳定运行期间,出水浊度都在 1 NTU 以下.

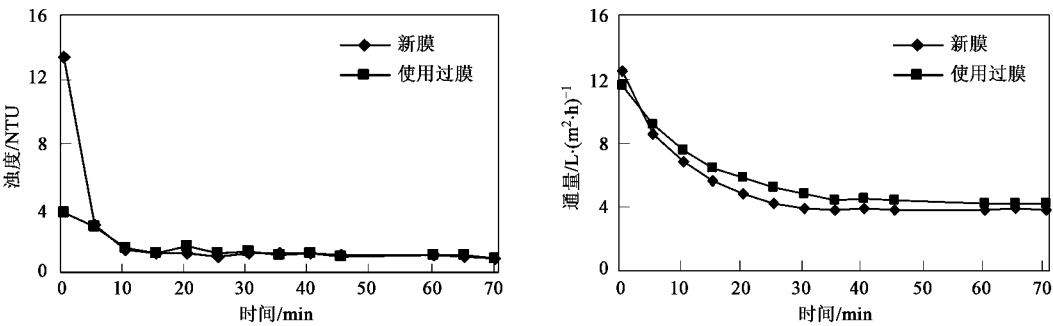


图 3 DMBR-Ⅰ 浊度和膜通量变化
Fig.3 Variation of turbidity and membrane flux by DMBR-Ⅰ

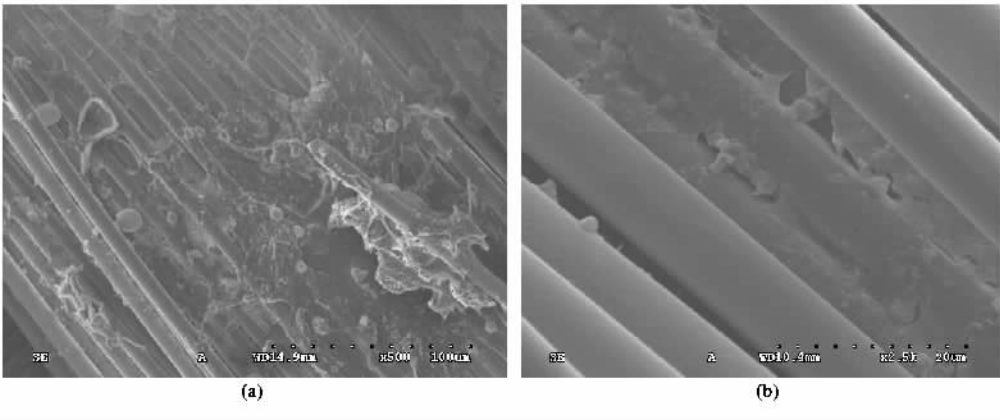


图 4 动态膜的 500 倍(a)和 2 500 倍(b)SEM 照片
Fig.4 SEM pictures of DM(a. $\times 500$ time; b. $\times 2\,500$ time)

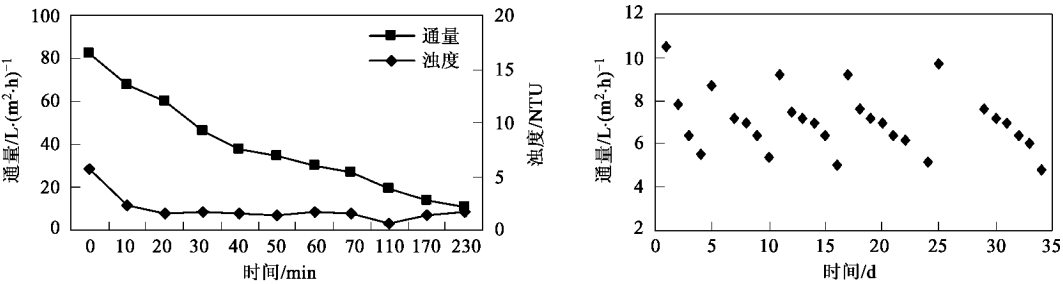


图 5 DMBR-Ⅱ 浊度和膜通量变化
Fig.5 Variation of turbidity and membrane flux by DMBR-Ⅱ

2.2 DMBR 的处理效果

2.2.1 动态膜的截留效率

通过对 DMBR-Ⅰ 上清液和出水中有机物的相对分子量分布进行分析,考察了动态膜对有机物

的截留性能,试验结果如图 6.从图 6 可看出动态膜对各相对分子质量区段的有机物都有截留作用,按 TOC 浓度计的平均截留率为 33.8%.动态膜对有机物的截留作用,分析有以下 3 个方面的原因:①混合液粒子在套管上的吸附作用;②动态膜对大分子物质的截留;③混合液中的有机物,尤其是小分子物质,在靠近动态膜时被聚集在动态膜上的微生物吸附或降解.随着过滤的进行,后面 2 个原因应为动态膜截留作用的主要原因.但是以上分析有待通过进一步的研究确定.

表 3 动态膜 X 射线能谱分析结果¹⁾

Table 3 Test results of EDAX of DM

元素	质量分数/%	摩尔分数/%
C	21.39	32.98
N	1.79	1.64
O	34.38	39.79
Mg	2.57	1.96
Al	6.59	4.53
Si	20.48	13.16
Cl	0.48	0.25
Ca	12.32	5.69

1)H 元素能级低,X 射线能谱分析时不能被检测到

2.2.2 COD、BOD₅ 和 NH₄⁺-N 的去除效果

尽管膜通量较低,但客观上增加了混合液的水力停留时间,较长的水力停留时间符合生化法处理高浓度有机废水的要求,能比较充分的实现对污染物的降解.结果表明,系统能长时间连续稳定运行,

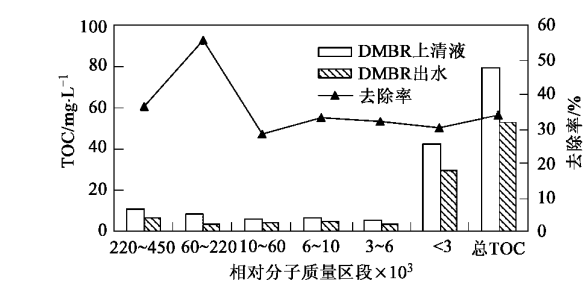


图 6 上清液和膜出水中有机物的相对分子质量区段分布及动态膜对上清液按 TOC 计的截留效率

Fig.6 Molecular weight distributions of TOC in the supernatant and effluent, and the TOC removal of the DM

对浊度、COD 和 NH₄⁺-N 等都有很好的去除效果.

图 7 是 DMBR- I 在实验期间系统对 COD 的去除情况.从图 7 可以看出 DMBR- I 的进水 COD 变化幅度较大,在 625 ~ 1 420mg/L之间,平均值为 946.4 mg/L;出水 COD 在 136.5 ~ 428.9 mg/L之间,平均值 246.44 mg/L, DMBR- I 对 COD 的平均去除率为 71.1%.实验中发现污泥负荷在 1.64 ~ 2.73 kg/(kg·d)时,系统对 COD 有较高的去除率,均在 83%以上,出水 COD 均小于 250 mg/L. DMBR- I 在运行期间,同比膜生物反应器对生活污水的处理效果,系统对 COD 去除率不高,原因是垃圾渗滤液成分复杂,可生化性比较差,营养配比不合理,难以生物降解. DMBR- II 的进水 COD 在 275 ~ 1 509 mg/L之间,平均值为 556.6 mg/L;出水 COD 在 47.4 ~ 156.7 mg/L之间,平均值 96.6 mg/L, DMBR- II 对 COD 的平

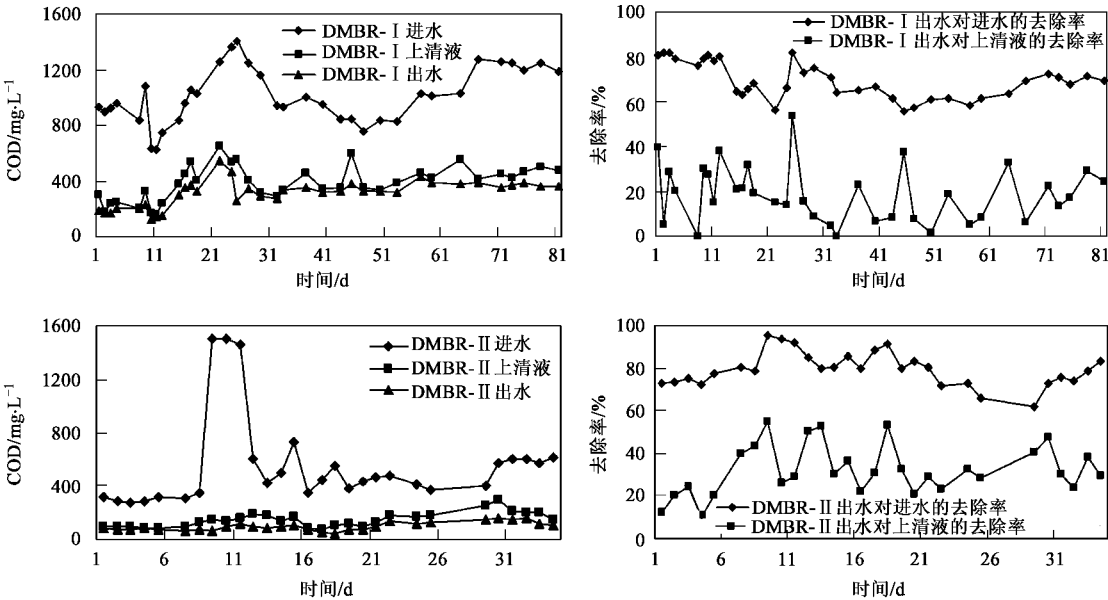


图 7 DMBR 对 COD 的去除效果

Fig.7 COD elimination by DMBR

均去除率为 79.38% . 与 DMBR- I 类似 DMBR- II 对 COD 的去除率不够高, 主要原因是转运站渗滤液的营养配比差, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量高, 在反应器运行的第 7 d 后 1 周补加了碳源以提高 C/N, 使得进水的 COD 升高到 1 500 mg/L 左右, 出水的 COD 没有升高, 在此期间的 COD 去除率都在 85% 以上, 说明 DMBR- II 有较强的抗 COD 冲击负荷的能力. 此外, 通过对 DMBR 上清液和出水 COD 的监测发现, 膜对上清液 COD 有部分截留作用, DMBR- I 和 DMBR- II 平均值为 19.34% 和 32.11% .

稳定运行时 DMBR- I 的上清液、出水及其相应

的 BOD_5/COD 值如图 8 所示. 尽管垃圾渗滤液不易生化降解, 但由于 DMBR- I 的水力停留时间比较长, 对 BOD_5 的去除率效果较好, 去除率可达 97% 左右. 从图 8(b) 可以看出, DMBR- I 进水的 BOD_5/COD 值由进水的 0.5 左右降到出水的 0.06 以下, DMBR- I 出水 BOD_5/COD 值极低表明经过系统处理后, 残存在出水中的有机物属于难生物降解的组分. 同时, 可以看到 DMBR- I 上清液中的 BOD_5 明显高于出水, 这是由于膜的截留作用把一部分可生物降解的物质截留在了反应器内. DMBR- II 系统的 BOD_5 去除效果与 DMBR- I 类似, 平均去除率在 96% 以上.

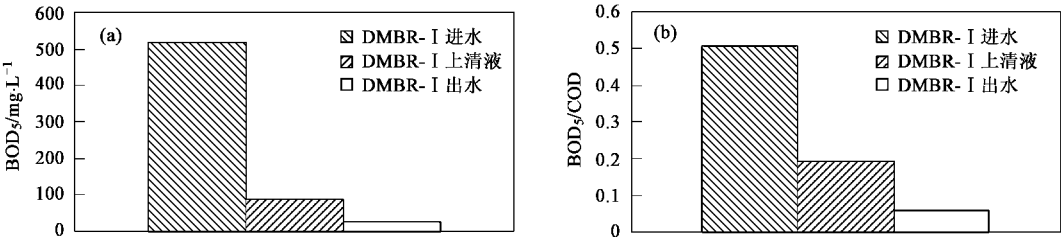


图 8 DMBR- I 系统 BOD_5 (a) 和 BOD_5/COD (b) 变化
Fig. 8 Change of BOD_5 (a) and BOD_5/COD (b) by DMBR- I

DMBR- I 的 HRT 较长使得世代时间较长的硝化细菌能够大量繁殖生长, 达到了对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 稳定良好的去除效果, 如图 9 所示. DMBR- I 进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度都在 400 mg/L 以上, 平均值为 521.34 mg/L, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 负荷在 0.79 ~ 1.54 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 之间变化, DMBR- I 出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度均在 20 mg/L 以下, 并且 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除率都在 94% 以上, 平均去除率高达 98.05% . 结合图 8 可以看出, 系统稳定期间的 $\text{BOD}_5/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 在 1.0 左右, 远远低于一般生化处理的脱氮运行条件要求. 分析其原因, 由于膜的高效截留作用, 大大延长了污泥龄, 保证了有足够数量的硝化细菌长期地保留在反应器中, 一旦硝化的条件得到满

足, 就会出现良好的硝化效果. 与 DMBR- I $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的高去除效率相比, DMBR- II $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果相对较差. 试验中发现, DMBR- II 进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度在 138.5 ~ 252.7 mg/L 之间, 平均值为 189.6 mg/L, 而进水 COD 均值为 556 mg/L, 说明碳源不足; 此外通过对原水碱度分析发现, 原水碱度为 900 mg/L (按 CaCO_3 计), 理论上每 g $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 氧化成硝态氮需消耗 7.14 g 碱度^[18], 据此原水碱度差值约 450 mg/L, 碱度不够也可能是 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除效果低一个原因. 如图 9, 在 DMBR- II 运行的第 7 d 后 1 周和第 30 d, 分别进行了补加碳源和碱度后, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果都有了较大幅度的提高, 去除率都能达到 95% 以上.

表 4 为 DMBR- I 处理垃圾渗滤液稳定运行时出

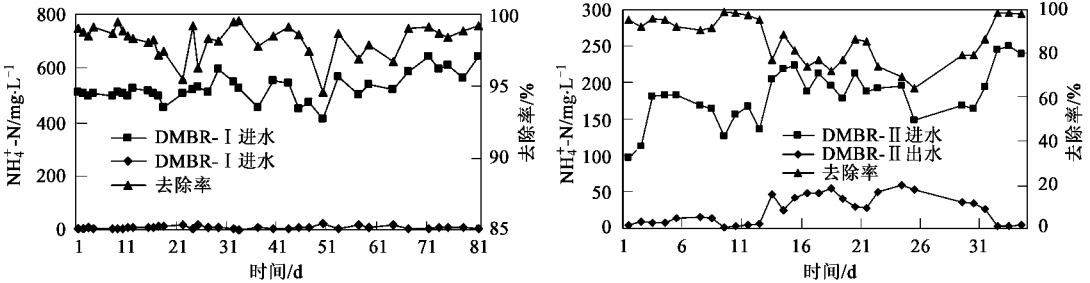


图 9 DMBR 对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果
Fig. 9 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ elimination by DMBR

水水质与生活垃圾填埋污染控制标准(GB 16889-1997)二级垃圾渗滤液排放标准的主要项目比较,可以看出动态膜生物反应器处理垃圾渗滤液的小试结果达到其二级排放标准要求,说明动态膜生物反应器处理垃圾渗滤液技术可行。

表 4 DMBR- I 出水水质与垃圾渗滤液排放标准比较/mg•L⁻¹

Table 4 Comparison between effluent qualities of DMBR- I and discharge standard of landfill leachates/mg•L⁻¹

项目	COD	BOD	NH ₄ ⁺ -N	SS
DMBR- I 出水均值	290.74	25	9.15	< 2
垃圾渗滤液排放标准(二级)	300	150	25	200

3 结论

(1)采用新型玻璃纤维编织管为生物动态膜基材,耦合活性污泥生物反应器建立了 1 种管式动态膜生物反应器,并进行了处理垃圾渗滤液的小试研究.系统重力自流出水,无需抽吸泵,系统稳定连续运行近 80 d,膜通量维持在 3.75 L/(m²•h)左右,在膜组件的结构参数改进之后,较长组件的膜通量维持在 6 L/(m²•h)。

(2)管式动态膜不但能有效截留混合液中的污泥颗粒,而且对各相对分子质量区段的溶解性和胶体微粒都有一定截留作用,按 TOC 浓度计的平均截留率为 33.8%。

(3)管式动态膜生物反应器对浊度、COD 和 NH₄⁺ -N 都有很好的处理效果.DMBR- I 和 DMBR- II 反应器正常运行期间浊度都在 1 NTU 以下,平均去除率分别在 71% 和 79% (COD), 97% 和 96% (BOD₅), 98% 和 95% (NH₄⁺ -N) 以上,并且动态膜对混合液中 COD 和 BOD₅ 均有一定的截留作用,对 COD 平均截留率分别为 19.34% 和 32.11%。当污泥负荷在 1.64 ~ 2.73 kg/(kg•d)时,DMBR- I 对 COD 的去除率在 83% 以上。

(4)玻璃纤维套管的管壁较厚,极其特殊的编织结构使得细丝间距在零点几到几 μm 之间,虽然有利于浊度的去除,也使得泥水分离变得困难,通量较低.尽管通量较低,但系统运行稳定,符合生物反应器在处理高浓度难生物降解废水的特点.其良好的处理效果、较好的稳定性和可靠的机械强度为高浓度和难生物降解废水处理提供了一种新的具有可行性的解决方案。

参考文献:

[1] 闫志明,普红平,黄小凤. 垃圾渗滤液的特征及其处理工艺述评[J]. 昆明理工大学(理工版),2003,28(3): 129 ~ 133.

[2] Davoli E, Gangai M L, Morselli L, *et al.* Characterization of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS[J]. Chemosphere, 2003, 51: 357 ~ 368.

[3] Butt T E, Oduyemi K O K. A holistic approach to concentration assessment of hazards in the risk assessment of landfill leachate[J]. Environment International, 2003, 28: 597 ~ 608.

[4] 刘锐,黄霞,刘若鹏,等.膜-生物反应器和传统活性污泥工艺的比较[J]. 环境科学, 2001, 22(3): 20 ~ 24.

[5] Lubbeke S, Volgelpohl M, Dewjanin W. Wastewater treatment in a biological high-performance system with high biomass concentration [J]. Wat. Res., 1995, 29: 732 ~ 802.

[6] Roorda J H, vander Graaf J M. New parameter for monitoring fouling during ultrafiltration of WWWP effluent[J]. Wat. Sci. Tech., 2001, 43(10): 241 ~ 248.

[7] Chiemchaisri C, Wong Y K, Urase T, *et al.* Organic stabilization and nitrogen removal in membrane separation bioreactor for domestic wastewater treatment[J]. Wat. Sci. Technol., 1992, 25(10): 231 ~ 240.

[8] Lee J, Ahn W Y, Lee C H. Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor[J]. Wat. Res., 2001, 35(10): 2435 ~ 2445.

[9] 范彬,黄霞,文湘华,等.动态膜-生物反应器对城市污水的处理[J]. 环境科学, 2002, 23(6): 51 ~ 56.

[10] 武小鹰,郑平,徐红亮. 动态膜技术及其在环境工程中的应用[J]. 膜科学与技术, 2003, 23(3): 49 ~ 53

[11] Marcinkowsky E, Philips K A, Johnson H O, *et al.* Hyperfiltration studies(IV) Salt rejection by dynamically formed hydrous oxide membrane[J]. J. Am. Chem. Soc., 1966, 88: 5744 ~ 5746.

[12] Fan B, Huang X. Characteristics of self-forming dynamic membrane when coupled with bioreactor for domestic wastewater treatment[J]. Environ. Sci. Tech., 2002, 36: 5245 ~ 5251.

[13] 熊丽,濮文虹,杨昌柱,等. 动态膜生物反应器处理生活污水的特性[J]. 化学与生物工程, 2005, 22(1): 31 ~ 33.

[14] 吴季勇,华敏洁,高运川. 自生物动态膜反应器处理市政污水的特性[J]. 上海师范大学学报(自然科学版), 2004, 33(4): 89 ~ 95.

[15] 樊在霞,张瑜,陈彦模. 玻璃纤维针织物增强聚丙烯复合材料的拉伸性能[J]. 玻璃钢/复合材料, 2005, 5: 13 ~ 16.

[16] 桂萍. 一体式膜生物反应器污水处理特性及膜污染机理研究[D]. 北京:清华大学环境工程系, 1999. 51 ~ 52.

[17] Fuchs W, Resch C, Kemstock M, *et al.* Influence of operational conditions on the performance of a mesh filter activated sludge process[J]. Wat. Res., 2005, 39: 803 ~ 810.

[18] 许保玖,龙腾锐. 当代给水与废水处理原理[M]. (第二版). 北京:高等教育出版社, 2000. 535.