



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201901030

中图分类号 X703

文献标识码 A

王瑾, 李登新. 基于乙酸根离子的有机化肥作为正渗透膜反应器的汲取液缓解反应器中的盐积累[J]. 环境工程学报, 2019, 13(12): 2853-2862.

WANG Jin, LI Dengxin. Ionic organic acetate-based fertilizers as draw solutions to relieve salt accumulation in forward osmosis membrane bioreactor[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(12): 2853-2862.

基于乙酸根离子的有机化肥作为正渗透膜反应器的汲取液缓解反应器中的盐积累

王瑾^{1,2}, 李登新^{1,*}

1. 东华大学环境科学与工程学院, 国家环境保护纺织工业污染防治工程技术中心, 上海 201620

2. 悉尼科技大学市政与环境工程学院, 悉尼 NSW2007

第一作者: 王瑾(1990—), 女, 博士研究生。研究方向: 膜技术。E-mail: wangjin901224@163.com

*通信作者: 李登新(1965—), 男, 博士, 教授。研究方向: 高级氧化技术等。E-mail: lidengxin@dhu.edu.cn

摘要 为解决正渗透膜反应器中盐积累的问题, 选取乙酸铵($\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$)、乙酸钠($\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$)和乙酸钾($\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$) 3种基于乙酸根离子的有机化肥作为正渗透膜反应器的汲取液, 并将其与硫酸铵($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$)、氯化钠(NaCl)和氯化钾(KCl) 3种其对应无机离子汲取液的正渗透(FO)工艺性能和正渗透膜生物反应器(OMBR)工艺性能进行比较。通过工艺水通量和盐含量的测定, 生物反应器内COD、铵态氮和硝态氮含量的测定, 污染后膜表面的SEM分析, 评价了基于乙酸根离子的有机化肥作为正渗透膜反应器的汲取液对反应器内盐积累和膜污染的影响。结果表明: 在FO工艺中, 乙酸铵、乙酸钠和乙酸钾在 $0.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度下的平均水通量分别为 10.30 、 11.07 和 $12.73 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$, 低于其对应的无机离子汲取液的水通量; 在OMBR工艺中, 乙酸铵、乙酸钠和乙酸钾有机化肥作为汲取液可以显著减缓反应器内盐度的积累。此外, 当基于乙酸根离子的有机化肥作为正渗透膜反应器的汲取液时, 生物反应器中微生物的生物活性更高, 虽然这更容易造成膜污染, 但可以有效地去除有机物和氮磷营养物质。研究可为正渗透生物反应器的实际应用提供参考。

关键词 正渗透膜; 好氧生物反应器; 乙酸根有机肥; 有机离子汲取液; 盐累积

随着工业的迅速发展、人口的增长和城市化进程的加快, 水资源短缺、环境污染和生态恶化已成为世界性问题^[1-3]。充足的水供应和可持续发展的能源变得越来越重要, 正渗透(FO)技术已经成为缓解水和能源短缺的潜在技术之一^[2-4]。近年来, 膜生物反应器(MBR)联合正渗透(FO)工艺在废水处理和回收领域受到越来越多的关注^[4-5]。正渗透膜生物反应器(OMBR)能从反应器内的混合液体(污染源)中提取净水, 以达到缓解水资源紧缺的目的。

最近, 在OMBR的研究应用上也存在一些制约其发展的问题, 如水通量低、反应器内盐积累和汲取液回收成本高等^[3,6-8]。汲取液的选择是OMBR工艺过程的关键因素, 选择带电荷离子和低分子质量的汲取溶液可以产生高渗透压, 从而得到较高的水通量^[9]。如NaCl, 其溶解度高, 毒性小, 在FO工艺中作为汲取液被广泛应用, 而采用脱盐再浓缩工艺对其回收, 其过程也较为容易;

收稿日期: 2019-01-04; 录用日期: 2019-05-23

基金项目: 中央高校基本科研基金资助项目(18D311302); 高等学校博士学科点专项科研基金资助项目(20130075110006)

然而, NaCl 回收过程中的高耗能仍然是制约 FO 发展的关键^[7]。有研究采用化肥作为 OMBR 工艺的汲取液以解决汲取液回收成本高的难题^[10-11]。稀释后的化肥溶液可以直接用于农业灌溉而不需要回收工艺, 从而减少工艺设备和能耗。一个需要考虑的问题是反向盐通量对生物反应器内活性污泥的影响。反向盐通量不仅会降低渗透驱动力, 还会因为生物反应器中高浓度盐含量而抑制微生物活性^[12-14]。针对 OMBR 工艺过程中盐累积的挑战, 研究者们提出了几种方法: 污泥定期排放; 将 MF 或 UF 工艺与 OMBR 结合排放生物反应器中的无机盐等^[15-18]; 另一种创新的方法是使用可被生物降解的汲取液以缓解反应器中盐的积累^[9, 12, 19]。在选择 OMBR 体系的有机盐汲取液时, 需要考虑 2 个因素。第 1 个因素是分子尺寸太大的汲取液对渗透压和反应器内生物降解能力都有不利影响, 因此, 本研究选择尺寸较小的有机碳链乙酸作为汲取液的阴离子^[9, 20]。除此之外, 乙酸还能有效提高植物对氮肥的吸收^[21]。第 2 个因素是溶液中应含有植物营养元素(如 N、K), 这样组合的有机盐可以直接与已有研究测试过的无机盐或有机盐汲取液^[22-24]进行比较。选择铵(NH₃)、钾(K)和钠(Na)作为汲取液的阳离子, 这 3 种阳离子与乙酸盐阴离子的结合可以得到 3 种有机离子盐溶液: 乙酸铵(NH₄C₂H₃O₂)、乙酸钠(NaC₂H₃O₂)和乙酸钾(KC₂H₃O₂)。因此, 选择硫酸铵((NH₄)₂SO₄)、氯化钠(NaCl)和氯化钾(KCl)作为其对应无机离子进行对比实验。

本研究的目的是评价有机离子盐作为正渗透反应器汲取液的可行性。首先, 通过测定 FO 水通量和反向盐通量探究了不同汲取液以去离子水为料液的 FO 实验效果; 随后, 通过比较 OMBR 水通量、反应器内盐含量、有机物的降解和膜污染方面的差异性, 评价其在 OMBR 工艺中的性能并为正渗透生物反应器的实际应用提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验原料

乙酸铵(NH₄C₂H₃O₂)、乙酸钠(NaC₂H₃O₂)、乙酸钾(KC₂H₃O₂)、硫酸铵((NH₄)₂SO₄)、氯化钠(NaCl)和氯化钾(KCl)均为分析纯。本研究使用的活性污泥来自澳大利亚新南威尔士州悉尼中央公园的污水处理厂的污泥, 该水厂采用的是 MBR 与 UF 组合工艺。接种后, 生物反应器内以人工合成的生活污水作为水源使微生物可以稳定地在生物反应器内生长。合成的生活污水与悉尼中央公园原污水强度相等, 其组成包括 215 mg·L⁻¹ 葡萄糖、100 mg·L⁻¹ CH₃COONH₄、22 mg·L⁻¹ KH₂PO₄、10 mg·L⁻¹ MgSO₄、10 mg·L⁻¹ FeSO₄、75 mg·L⁻¹ (NH₄)₂SO₄、40 mg·L⁻¹ NaHCO₃ 和 25 mg·L⁻¹ 尿素。

1.2 实验装置

FO 工艺性能实验装置采用的是图 1 中所描述的实验室规模的 FO 系统。在图 1 中, FO 膜组件两侧分别为料液(去离子水)和汲取液。本装置采用的膜是由日本东丽公司提供的新型 TFC 膜, 其内含聚酯网格而且具有一定的机械强度。膜与汲取液和料液接触的有效膜面积为 20.02 cm²。该 FO 组件中内置网格间隔, 采用变速齿轮泵(Micropump L20562, 美国 Cole-Parmer 公司)以 25 cm·s⁻¹ 的速度在闭环中循环流动。在汲取液侧, 采用数字天平(LBK6A, 澳大利亚 Adam Equipment 公司)记录实验过程中汲取液质量的变化, 保持料液和汲取液的温度在(22±0.5)℃。

OMBR 工艺性能实验装置采用的是图 2 中所描述的实验室规模 OMBR 系统。采用 2 个如图 2 所示完全相同的生物反应器用于有机和无机汲取溶液实验性能的对比, 此生物反应器由丙烯酸塑料制成, 其体积为 10 L。采用蠕动泵(Masterflex L/S PTFE, 美国 Cole-Parmer 公司)循环汲取液, 反应器中溶液体积由水位浮阀控制, 采用曝气扩散器(SYB-92, 澳大利亚 Aqua One 公司)曝气。OMBR 实验中使用的 FO 膜的有效接触膜面积为 0.026 m²。反应器进水为人工合成污水, pH 保持在 7 左右, 液体温度恒定在(22±0.5)℃。

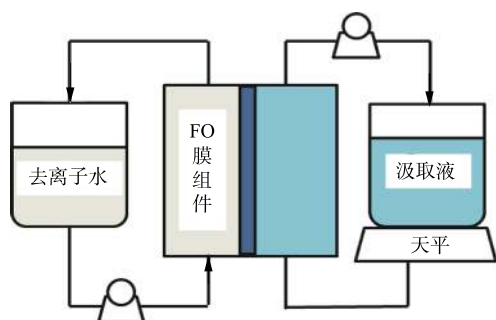


图 1 实验室规模 FO 系统示意图

Fig. 1 Schematic diagram of bench-scale FO system

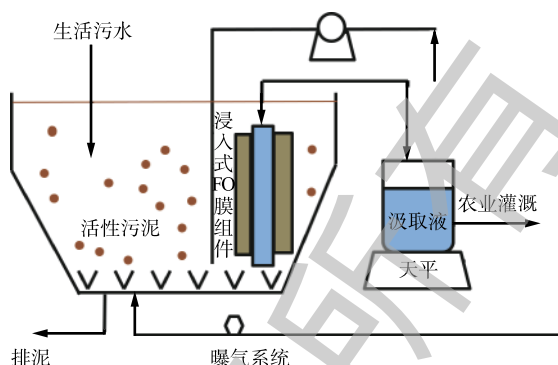


图 2 实验室规模 OMBR 系统示意图

Fig. 2 Schematic diagram of bench-scale OMBR system

1.3 实验方法

在 FO 工艺性能实验中, 正渗透膜的活性层面向料液侧。所有汲取液的初始浓度为 $0.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, 以去离子水为料液, 进行 3 h 正渗透浓缩实验, 计算其平均水通量和反向盐通量。

在 OMBR 工艺性能实验中, 正渗透膜活性层面向人工合成污水料液以防止污染阻塞膜孔^[25]。为了尽量降低污泥的积累而减少对膜表面的污染^[26-27], 待其混合液悬浮固体 (MLSS) 浓度稳定在 $5\sim 6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 将 20 L 活性污泥等量倒入 2 个 10 L 的生物反应器中 (见图 2), 分别以 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 乙酸铵 ($\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$) 和硫酸铵 ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) 为 2 个反应器的汲取液对比其 OMBR 性能。连续测定 OMBR 的水通量和生物反应器内盐含量, 每天测定生物反应器内的化学需氧量 (COD)、铵态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 和硝态氮 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) 浓度。当实验水通量下降到 $1 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 左右时, 结束 OMBR 实验。此时将 2 个反应器的混合液混合, 以人工合成污水为水源, 重新稳定活性污泥的活性, 直到其恢复到同样的初始盐浓度。随后, 以 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 乙酸钠 ($\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$) 和氯化钠 (NaCl) 为汲取液, 重复以上 OMBR 性能对比实验; 最后, 对比 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 乙酸钾 ($\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$) 和氯化钾 (KCl)。碱性盐 (如 $\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 和 $\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$) 中反向渗透的 Na 和 K 会增加反应器内 pH, 而 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 的反向渗透会降低反应器内 pH, 因此, 在操作过程中须加入一定量的 HCl 和 NaHCO_3 以调整 pH, 使 pH 维持在 6~8。

1.4 分析方法

在实验中, 电导率和 pH 使用便携式多参数水质分析仪 (HQd, 德国 HACH 公司) 测量。采用电子扫描电镜 (SEM) 分析仪 (Zeiss Supra 55VP, 德国 Carl Zeiss AG 公司), 对原始膜和污染膜样品的膜表面形貌和元素特征进行分析。COD、铵态氮和硝态氮的浓度由德国 Merck Millipore 公司提供的测定试剂盒测定。采用记录天平记录汲取液重量的变化以确定水通量, 水通量以通过 1 m^2 膜表面的水的体积来量化, 其计算方法如式 (1) 所示。

$$J_w = \frac{m_{t1} - m_{t2}}{\Delta t \cdot A_m \cdot \rho_w} \quad (1)$$

式中: J_w 为反应装置的水通量, $\text{L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$; m_{t1} 为实验开始时汲取液的质量, g; m_{t2} 是实验结束时汲取液的质量, g; ρ_w 是纯水的密度, $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; Δt 是实验起始到结束的时间, h; A_m 是膜的有效膜面积, m^2 。

2 结果与讨论

2.1 FO 工艺性能

有机离子和无机离子汲取液的 FO 工艺性能结果见图 3。可以看出, 与无机离子汲取液相比, 有机离子汲取液的水通量略低于其对应的无机离子汲取液, 而反向盐通量结果表明, 除了乙酸铵

高于硫酸铵, 其他有机离子汲取液反向盐通量都低于其对应的无机离子汲取液。其中 NaCl 的水通量最高为 $21.99 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 而 $\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 的最低为 $16.96 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 。一般来说, 溶液的渗透压决定着 FO 的水通量大小, 但有机离子的渗透压却显示了稍微不同的趋势。实际上, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 渗透压最高, 造成这种渗透压与水通量不成比例增加的情况可能是由于汲取液黏度和扩散系数的差异及内浓差极化 (ICP) 的影响、诱导膜内的传质阻力 (K) 和支持层的变化^[27-28]; 具有较高扩散系数的无机离子汲取液更容易扩散到膜的支持层, 从而呈现较高的水通量^[29-30]; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 $\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 、 $\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 的反向盐通量低于 $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 、NaCl、KCl。这一结果与先前的研究结果^[21]一致。越大的离子尺寸的溶液, 其跨膜反向盐通量越小。

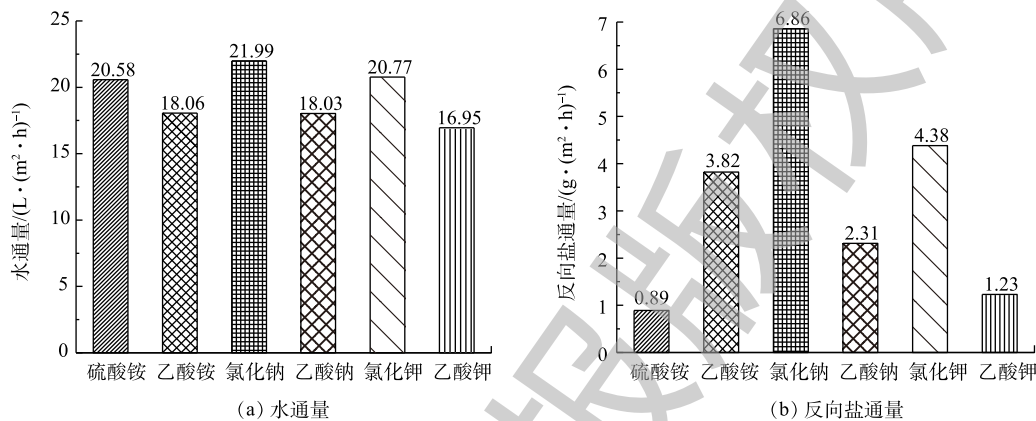


图3 不同汲取液 FO 性能的比较

Fig. 3 Comparison of FO performance with different draw solutions

2.2 OMBR 水通量

图4为 OMBR 中有机离子和无机离子汲取液所获得的水通量 (J_w) 和稀释倍数。在实验开始时, 均观察到 OMBR 的水通量迅速下降, 这是由于较高的初始水通量也会造成汲取液的驱动力迅速减小, 这一结果与之前的研究^[13]一致。总体来说, 有机离子汲取液的水通量略高于其对应无机离子汲取液; 但其中有机盐 $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 的水通量并未高于其对应无机盐 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 这可能是因为, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 反向渗透的铵根离子可以为微生物的生长和硝化提供营养物质而降低反应器内的渗透压, 从而可以达到较高的 OMBR 水通量, 而 NaCl 和 KCl 的反向渗透的 Na 和 K 却会抑制反应器内生物的活性^[31]。从稀释倍数结果来看, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 作为 OMBR 汲取液时, 其汲取液被稀释的倍数最高, 为 16.73 倍。稀释倍数也是 OMBR 工艺中为农业提供肥料溶液的关键评价因素^[19, 29, 32], 稀释倍数越高, 污水的回用率也越高。

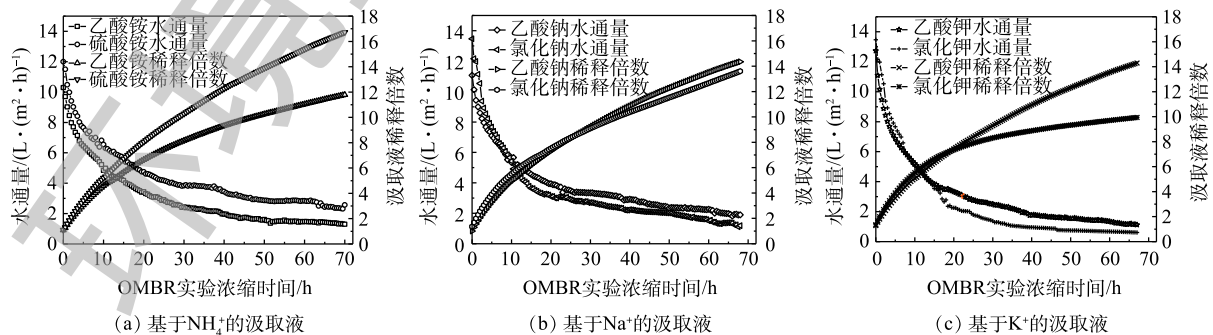


图4 不同汲取液 OMBR 中水通量的变化

Fig. 4 Change of water flux of OMBR with different draw solutions

2.3 生物反应器中的盐度积累

图 5 反映了在 OMBR 中不同汲取液的盐积累随时间的变化情况。有机汲取液 $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 、 $\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 、 $\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 的电导率的增长比其对应无机汲取液 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 NaCl 、 KCl 要缓慢, 说明有机离子汲取液可以有效降低 OMBR 中的盐度的积累; 在 FO 实验中, 呈现较低反向盐通量的 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 却在 OMBR 实验中, 显示比 $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 更高的盐度积累趋势, 但二者相差不大; 而在基于 Na^+ 和基于 K^+ 的汲取液对比中, 有机离子和无机离子汲取液的盐积累效应相差较大, 这是因为, $\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 和 $\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$ 中反向渗透的 Na 和 K 会抑制生物反应器中微生物的活性, 从而导致盐含量迅速上升。结合图 4 所示的 OMBR 水通量和图 5 所示的盐积累结果, 可以得出, OMBR 中盐度是影响水通量下降的重要因素之一, 微生物可以降解由反向扩散的乙酸盐, 从而减缓 OMBR 中盐度的积累以维持较高的 OMBR 水通量。

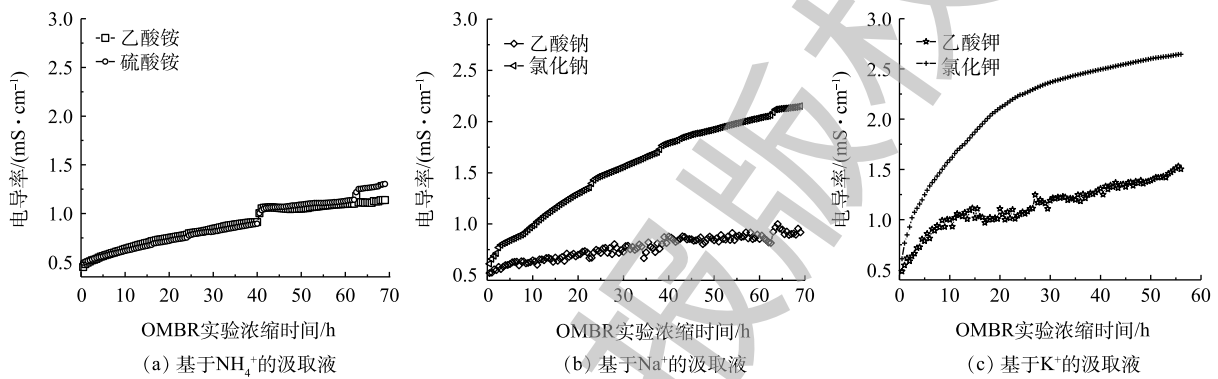


图 5 OMBR 中不同汲取液的盐积累

Fig. 5 Salt accumulation in OMBR with the different draw solutions

2.4 生物反应器中 COD 的去除率

图 6 显示的是生物反应器内不同汲取液 COD 去除率的结果。所有实验的 COD 去除率基本都在 90% 以上, 这一结果也符合以前的研究报道^[26, 32-33]; 但第 1 天的所有实验的 COD 去除率都低于未来几天, 这是因为第 1 天 OMBR 的水通量较大, 大量盐离子通过正渗透膜的汲取液一侧渗透到反应器一侧, 造成有机负荷较大, 导致其 COD 去除率较低; 但随着实验的进行, 有机离子的反向盐通量明显减少, COD 的去除率呈现逐渐上升的趋势; 有机离子汲取液的 COD 去除率略高于无机离子汲取液, 这是因为汲取液反向渗透的有机离子也贡献了一部分有机质含量, 从而提高了反应器中微生物的活性。

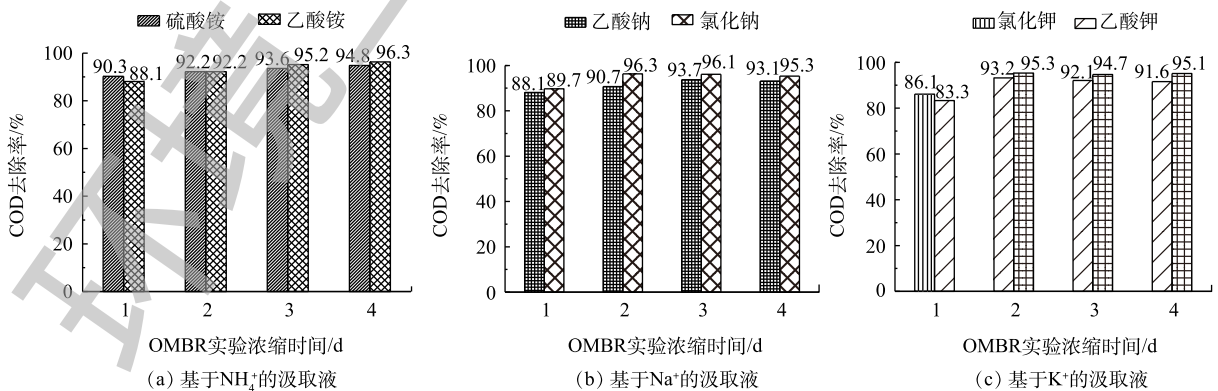


图 6 OMBR 中不同汲取液 COD 的去除率

Fig. 6 COD removing efficiency of OMBR with different draw solutions

2.5 生物反应器中的铵态氮和硝态氮的浓度

生物反应器内的铵态氮和硝态氮浓度变化如图7所示。在好氧条件下,由于亚硝化细菌和硝化细菌的亚硝化和硝化作用,会将铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)最终转换成硝酸盐($\text{NO}_3^-\text{-N}$)。理论上,这些氮的种类大多可以被正渗透膜过滤掉^[34]。在OMBR中观察到的相同现象是:所有反应器中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量一直在增加,这是因为硝化作用最终产生的硝酸盐(NO_3^-)会部分透过正渗透膜而进入生物反应器中。对于 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 $\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$ (铵盐)汲取液,前2 d, NH_4^+ 浓度显著升高,这主要是由于汲取液中含有高浓度的 NH_4^+ 反向渗透到反应器中导致的。而之后,随着水通量的降低,反向盐通量也在降低;对比于其他的汲取液(钠盐和钾盐汲取液),反应器中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 前2 d因为没有反向铵盐的影响,所以其含量并没有显著升高;在图7(b)和图7(c)中,当有机盐作为汲取液时,其最终的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度高于无机盐作为OMBR汲取液时的浓度,这反映了在每天氨氮负荷相同的情况下,有机盐(乙酸钠和乙酸钾)作为汲取液时,微生物的亚硝化作用和硝化作用将更多的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。这可能是由于较高的反向无机盐离子(Cl^-)对硝化细菌的硝化和亚硝化作用具有抑制作用,表明选择有机离子作为OMBR的汲取液可以提高反应器中的氨氮去除率。

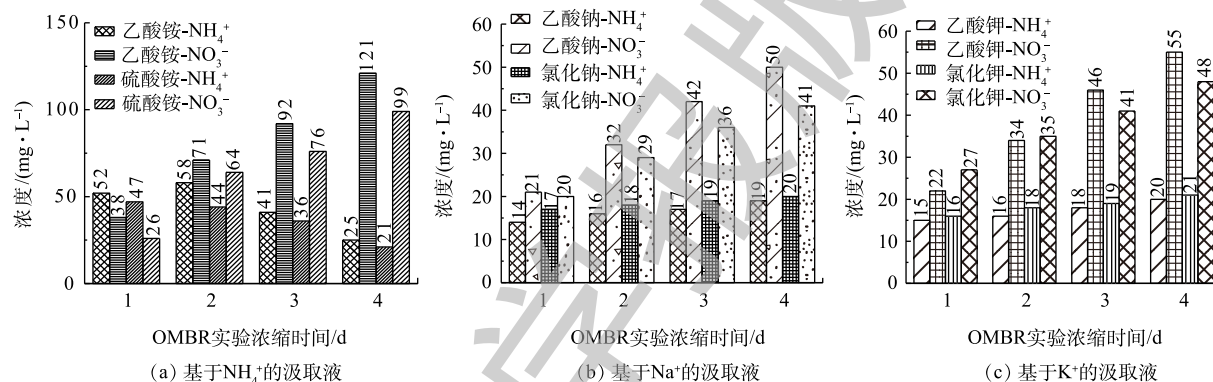


图7 OMBR中不同汲取液的 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度

Fig. 7 NH_4^+ and NO_3^- concentrations of different draw solutions in OMBR

2.6 膜表面污染特性

图8为有机离子盐和无机离子盐作为OMBR汲取液的受污染FO膜表面现象。结果表明,当有机离子作为汲取液时,在膜表面发现了一层凝胶状的土黄色污染层,呈现出比无机离子更严重的污染状况。图9为原始膜表面、有机汲取液($\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$)污染后的膜表面和无机汲取液(KCl)污染后的膜表面SEM图像。与原始膜相比,污染膜的活性层上覆盖着一层薄薄的、凝胶状的可逆污染层,污染物层的厚度为 $1.68\ \mu\text{m}$ (由SEM图像比例尺寸推测出来的),这比MBR的污染层要薄^[23]。

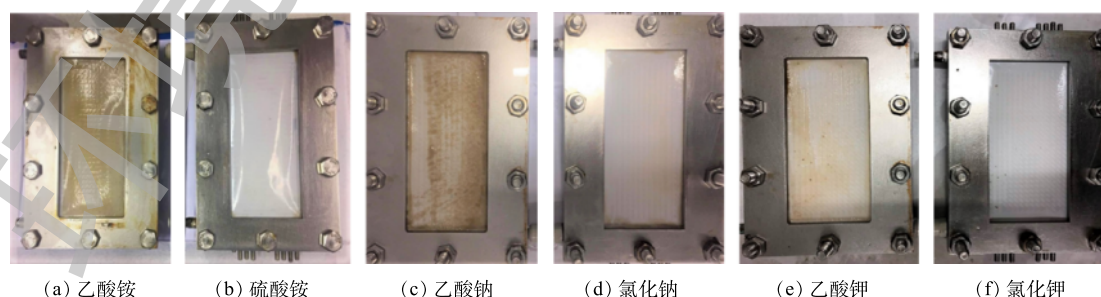
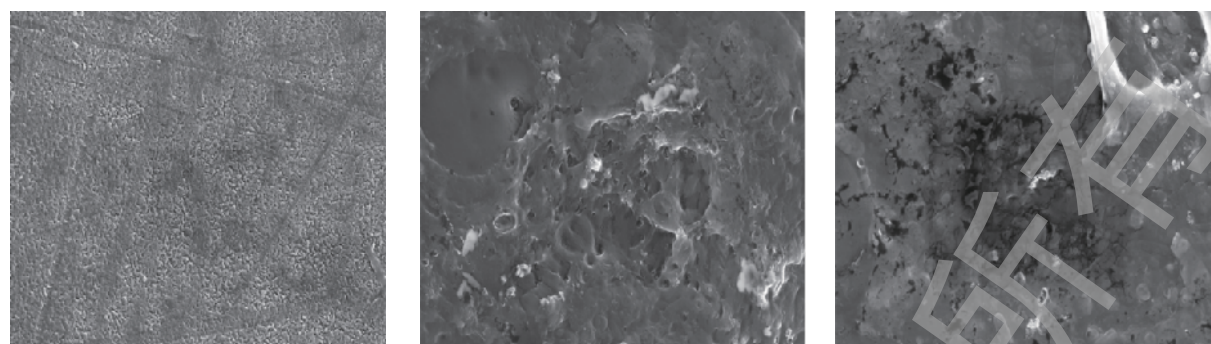


图8 4 d后的膜表面实际污染

Fig. 8 Membrane fouling surface after 4 d experiments



(a) 原始TFC膜

(b) 乙酸钾汲取液染后的膜表面

(c) 氯化钾染后的膜表面

图 9 污染前后的膜表面 SEM 电镜图像

Fig. 9 SEM images of membrane surface before and after fouling

当无机离子盐作为汲取液时，此时对膜污染的形成影响较小，因为无机离子可以抑制微生物生长并限制膜污染分子在膜表面形成分子之间的桥接；当有机离子作为汲取液时，微生物为利用其有机离子更容易附着在膜的表面并能够产生更多的生物代谢产物，从而加重膜的污染。

3 结论

1) 在 FO 实验中，当乙酸铵、乙酸钠和乙酸钾有机离子溶液作为 FO 的汲取液时，其水通量值略低于硫酸铵、氯化钠和氯化钾无机离子溶液，在有机离子汲取液中，乙酸铵的水通量最高为 $18.06 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 。

2) 在 OMBR 工艺中，有机离子汲取液可以缓解反应器中盐的积累并促进有机物的降解，但更容易产生膜污染。

3) 乙酸铵可以作为 OMBR 工艺长期操作的汲取液来处理生活污水，此研究为正渗透膜反应器汲取液的选择提供了新的方向，但为了实现正渗透反应器的实际应用，还须进一步研究其膜污染的机理和清洗策略。

参考文献

- [1] ACHILLI A, CATH T Y, CHILDRESS A E. Selection of inorganic-based draw solutions for forward osmosis applications[J]. *Journal of Membrane Science*, 2010, 364: 233-241.
- [2] ACHILLI A, CATH T Y, MARCHAND E A, et al. The forward osmosis membrane bioreactor: A low fouling alternative to MBR processes[J]. *Desalination*, 2009, 239: 10-21.
- [3] ALTURKI A, MCDONALD J, KHAN S J, et al. Performance of a novel osmotic membrane bioreactor (OMBR) system: Flux stability and removal of trace organics[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 113: 201-206.
- [4] ANSARI A J, HAI F I, GUO W, et al. Factors governing the pre-concentration of wastewater using forward osmosis for subsequent resource recovery[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 566-567: 559-566.
- [5] ANSARI A J, HAI F I, PRICE W E, et al. Forward osmosis as a platform for resource recovery from municipal wastewater: A critical assessment of the literature[J]. *Journal of Membrane Science*, 2017, 529: 195-206.

- [6] BAKER J S, DUDLEY L Y. Biofouling in membrane systems: A review[J]. *Desalination*, 1998, 118: 81-89.
- [7] BOWDEN K S, ACHILLI A, CHILDRESS A E. Organic ionic salt draw solutions for osmotic membrane bioreactors[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 122: 207-216.
- [8] CATH T, CHILDRESS A, ELIMELECH M. Forward osmosis: Principles, applications, and recent developments[J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 281: 70-87.
- [9] CHEKLI L, KIM J E, SALIBY I E, et al. Fertilizer drawn forward osmosis process for sustainable water reuse to grow hydroponic lettuce using commercial nutrient solution[J]. *Separation & Purification Technology*, 2017, 181: 18-28.
- [10] CHEKLI L, PHUNTSO S, KIM J E, et al. A comprehensive review of hybrid forward osmosis systems: Performance, applications and future prospects[J]. *Journal of Membrane Science*, 2015, 497: 430-449.
- [11] CHOU S, LEI S, RONG W, et al. Characteristics and potential applications of a novel forward osmosis hollow fiber membrane[J]. *Desalination*, 2010, 261: 365-372.
- [12] CHUNG T S, LI X, ONG R C, et al. Emerging forward osmosis (FO) technologies and challenges ahead for clean water and clean energy applications[J]. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 2012, 1(3): 246-257.
- [13] CHUNG T S, ZHANG S, WANG K Y, et al. Forward osmosis processes: Yesterday, today and tomorrow[J]. *Desalination*, 2012, 287: 78-81.
- [14] LI S, KIM Y, PHUNTSO S, et al. Methane production in an anaerobic osmotic membrane bioreactor using forward osmosis: Effect of reverse salt flux[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 239: 285-293.
- [15] GE Q, LING M, CHUNG T S. Draw solutions for forward osmosis processes: Developments, challenges, and prospects for the future[J]. *Journal of Membrane Science*, 2013, 442: 225-237.
- [16] GULYAS H, REICH M, OTTERPOHL R. Organic micropollutants in raw and treated greywater: A preliminary investigation[J]. *Urban Water Journal*, 2011, 8(1): 29-39.
- [17] HOINKIS J. Membrane bioreactors for water treatment[J]. *Advances in Membrane Technologies for Water Treatment*, 2015, 3: 155-184.
- [18] HOLLOWAY R W, CHILDRESS A E, DENNETT K E, et al. Forward osmosis for concentration of anaerobic digester centrate[J]. *Water Research*, 2007, 41: 4005-4014.
- [19] HOLLOWAY R W, REGNERY J, NGHIEM L D, et al. Removal of trace organic chemicals and performance of a novel hybrid ultrafiltration-osmotic membrane bioreactor[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48: 10859-10868.
- [20] HOLLOWAY R W, WAIT A S, FERNANDES DA SILVA A, et al. Long-term pilot scale investigation of novel hybrid

- ultrafiltration-osmotic membrane bioreactors[J]. *Desalination*, 2015, 363: 64-74.
- [21] KAWASAKI K, MARUOKA S, KATAGAMI R, et al. Effect of initial MLSS on operation of submerged membrane activated sludge process[J]. *Desalination*, 2011, 281: 334-339.
- [22] KIM Y, CHEKLI L, SHIM W G, et al. Selection of suitable fertilizer draw solute for a novel fertilizer-drawn forward osmosis-anaerobic membrane bioreactor hybrid system[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 210: 26-34.
- [23] LAY W C L, ZHANG Q, ZHANG J, et al. Study of integration of forward osmosis and biological process: Membrane performance under elevated salt environment[J]. *Desalination*, 2011, 283: 123-130.
- [24] LUO W, HAI F I, KANG J, et al. Effects of salinity build-up on biomass characteristics and trace organic chemical removal: Implications on the development of high retention membrane bioreactors[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 177: 274-281.
- [25] MCCUTCHEON J R, ELIMELECH M. Influence of concentrative and dilutive internal concentration polarization on flux behavior in forward osmosis[J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 284: 237-247.
- [26] PATHAK N, CHEKLI L, WANG J, et al. Performance of a novel baffled osmotic membrane bioreactor-microfiltration hybrid system under continuous operation for simultaneous nutrient removal and mitigation of brine discharge[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 240: 50-58.
- [27] PHUNTSHO S, HONG S, ELIMELECH M, et al. Forward osmosis desalination of brackish groundwater: Meeting water quality requirements for fertigation by integrating nanofiltration[J]. *Journal of Membrane Science*, 2013, 436: 1-15.
- [28] PHUNTSHO S, SHON H K, HONG S, et al. A novel low energy fertilizer driven forward osmosis desalination for direct fertigation: Evaluating the performance of fertilizer draw solutions[J]. *Journal of Membrane Science*, 2011, 375: 172-181.
- [29] PHUNTSHO S, SHON H K, MAJEED T, et al. Blended fertilizers as draw solutions for fertilizer-drawn forward osmosis desalination[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46: 4567-4575.
- [30] QIU G, TING Y P. Osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment and the effect of salt accumulation on system performance and microbial community dynamics[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 150: 287-297.
- [31] SHE Q, WANG R, FANE A G, et al. Membrane fouling in osmotically driven membrane processes: A review[J]. *Journal of Membrane Science*, 2016, 499: 201-233.
- [32] WANG J, PATHAK N, CHEKLI L, et al. Performance of a novel fertilizer-drawn forward osmosis aerobic membrane bioreactor (FDFO-MBR): Mitigating salinity build-up by integrating microfiltration[J]. *Water*, 2017, 9: 21.
- [33] WANG X, YUAN B, CHEN Y, et al. Integration of micro-filtration into osmotic membrane bioreactors to prevent salinity

build-up[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 167: 116-123.

- [34] XIE M, SHON H K, GRAY S R, et al. Membrane-based processes for wastewater nutrient recovery: Technology, challenges, and future direction[J]. *Water Research*, 2015, 89: 210-221.

(本文编辑: 金曙光, 王萌萌, 郑晓梅)

Ionic organic acetate-based fertilizers as draw solutions to relieve salt accumulation in forward osmosis membrane bioreactor

WANG Jin^{1,2}, LI Dengxin^{1,*}

1. State Environmental Protection Engineering Center for Pollution Treatment and Control in Textile Industry, School of Environmental Science and Technology, Donghua University, Shanghai 201620, China

2. School of Civil and Environmental Engineering, University of Technology Sydney, NSW 2007, Australia

*Corresponding author, E-mail: lidengxin@dhu.edu.cn

Abstract To solve the problem of salt accumulation in the forward osmosis membrane bioreactor, the performances of forward osmosis (FO) and osmosis membrane bio-reactor (OMBR) with three ionic organic draw solutes, ammonium acetate ($\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$), sodium acetate ($\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2$) and potassium acetate ($\text{KC}_2\text{H}_3\text{O}_2$) were investigated in this study, which were also compared with those of FO and OMBR with three inorganic draw solutes: ammonium sulfate ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), sodium chloride (NaCl) and potassium chloride (KCl). Water flux and salt concentration were measured for comparing the performance of the different draw solutes, COD, ammonium and nitrate concentration were measured to evaluate the biodegradability in the bioreactor. The fouled membrane surface was analyzed by SEM. Results show that the average water fluxes of FO were 10.30 , 11.07 and $12.73 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ at $0.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ concentration ammonium acetate, sodium acetate and potassium acetate, respectively, which were lower than those with the inorganic draw solutes. In OMBR process, the ionic organic draw solution could significantly reduce salt accumulation. In addition, when organic fertilizer based on acetate-based ions was used as the draw solution, the biological activity of microorganisms was higher than inorganic fertilizer draw solution, the former could lead to effective removal of organics and nutrients by OMBR though it was easier to form membrane fouling. This study can provide a reference for OMBR practical application.

Keywords forward osmosis membrane; aerobic bioreactor; acetate-based fertilizers; ionic organic draw solution; salt accumulation